



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



**DENSIDADE E PREFERÊNCIAS DE HABITAT DE MAMÍFEROS EM
UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL**

Natasha Moraes de Albuquerque
Mestrado Acadêmico

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL

2016

NATASHA MORAES DE ALBUQUERQUE

**DENSIDADE E PREFERÊNCIAS DE HABITAT DE MAMÍFEROS EM
UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de
Sergipe, como requisito para obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Stephen Francis Ferrari.

Coorientador: Dr. Raone Beltrão-Mendes.

**SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL**

2016

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

A345d Albuquerque, Natasha Moraes de.
Densidade e preferências de habitat de mamíferos em um
fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil / Natasha
Moraes de Albuquerque ; orientador Stephen Francis Ferrari. –
São Cristóvão, 2016.
68 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2016.

1. Habitat (Ecologia). 2. Mamífero – Distribuição geográfica. 3.
Mata Atlântica. 4. Proteção ambiental. I. Ferrari, Stephen Francis,
orient. II. Título.

CDU 591.5

TERMO DE APROVAÇÃO

DENSIDADE E PREFERÊNCIAS DE HABITAT DE MAMÍFEROS EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL

por

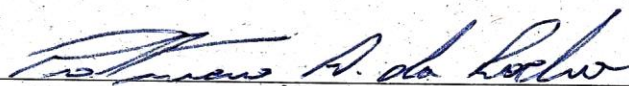
NATASHA MORAES DE ALBUQUERQUE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

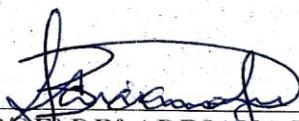
APROVADA pela banca examinadora composta por



PROF. DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. PATRÍCIO ADRIANO DA ROCHA
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. ADRIANA BOCCHIGLIERI
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. RAONE BELTRÃO MENDES
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 29 de julho de 2016

AGRADECIMENTOS

Este trabalho não seria concluído sem a ajuda de muitas pessoas, que em todas as vezes que desacreditei ou entrei em pânico estavam lá para me dar suporte. Primeiramente gostaria de agradecer os amigos do coração e parceiros de campo Saulo, Paulinho, André e Arivânia, muito obrigada por toda força que me deram, não tenho como descrever quanto sou grata por me ensinarem o quão valiosa é a amizade. É preciso saber quando pedir ajuda, e sem vocês meu trabalho de campo estaria perdido.

Agradeço também a meus pais, que amo tanto, pela paciência e incentivo para que não desistisse. Minha irmã maravilhosa, que a cada conversa me ensina alguma lição diferente. A Minha família todinha, em especial minha avó Maria, que adora dar boas risadas das minhas ‘aventuras’ de campo. O meu melhor amigo Hadj Aratxa, a Jude, Macguyver, Dara, Collie e Rosie por tornarem minha vida mais feliz. Agradeço a Kamilla, meu amor, minha querida irmã-amiga, que nunca me deixou sozinha, mesmo na distância. Agradeço a Marcel, por todo o apoio e toda força que me deu entre DLs e conversas de doge (wow such BIRRLL moonstrão!). Agradeço o amigo Paulo (*in memoriam*) pela luz que me mandou e amizade sincera.

E o que seria de mim sem o Amor de Vivi, Isa e Rafa? Sem sombra de dúvidas estaria em um lugar muito ruim. Eterna gratidão eu sinto por poder ter compartilhado tanta coisa boa com vocês. E mesmo nos momentos difíceis saber que estamos lá uma pelas outras. Agradeço a minhas Pedreiras do Arrocha Caroline da Silva Sauro (e Miguelzinho!), Daiany, Thayane e Moniquinha. Amo tanto vocês que nem cabe aqui. Agradeço aos Catingueiros do Arrocha, pelo melhor curso de campo que esse Angico já viu. Meus queridos Rafinha, Arthur, Rodrigo (e o membro honorário, o ex-cara mais legal da ecologia, Eduardo), vocês são incríveis. Obrigada por tudo.

Os queridos professores (e queridos) da Universidade Federal de Sergipe, Stephen, Adriana, Patrício, Adauto, Juan, as Danis, Sidney pelos quais tenho profunda admiração e respeito. O meu co-orientador e querido amigo Raone, que acreditou em mim quando eu não mais acreditava, e cuja presença foi crucial para o término do trabalho, minha profunda e sincera gratidão.

Agradeço de todo meu coração a Seu Zé, Dona Ana, Seu Manoel e todo o pessoal da Fazenda Rio Fundo, pessoas muito boas e que nos ajudaram muito. A Cal Trevo Industrial,

em nome do Célio Lobato, e a Companhia Industrial de Celulose e Papel, em nome do Pedro Américo. Agradeço pela permissão para desenvolver a pesquisa no fragmento mantido conjuntamente pelas duas empresas.

A CAPES, pela bolsa de estudos; e o CNPq (503372/2014-5; 303994/2011-8; 483220/2013), *Primate Action Fund* (1001257), o *Primate Conservation Inc.* (1158) e o Mohamed bin Zayed *Species Conservation Fund* (12055114) pelo financiamento da pesquisa de campo, através dos meus orientadores.

Por fim, mas não menos importante, agradeço o Grande Espírito por ter me mostrado a luz quando eu caminhava pelas trevas, através da amizade daqueles que eu amo tanto. Gratidão!

Ave Fênix.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT	iv
INTRODUÇÃO	1
A Mata Atlântica e a Fragmentação do Habitat: ameaças a Mastofauna	1
Por que Parâmetros Populacionais?	2
OBJETIVOS	5
Geral.....	5
Específicos	5
MÉTODOS.....	6
Área de estudo	6
Coleta de dados	9
Análise de Dados.....	14
RESULTADOS	16
Caracterização do habitat	16
Diversidade florística	17
Estrutura do habitat	18
Parâmetros populacionais de mamíferos	23
Densidade	25
Preferência de habitat	28
DISCUSSÃO	29
Diversidade vegetal e Estrutura do Habitat.....	29
Parâmetros populacionais de mamíferos	31
Densidade	31
Preferências de habitat	38
Implicações para conservação	43
CONCLUSÕES.....	45
REFERÊNCIAS	46
ANEXO I.....	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do fragmento da Fazenda Rio Fundo em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Edição: P.A. Rocha).	7
Figura 2. Médias históricas (2006-2016) da precipitação acumulada (em milímetros) e seus valores referentes ao período do presente estudo – abril 2015 a março de 2016 – na cidade de Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (CPTEC/INPE 2016).	8
Figura 3. Esquema da localização das parcelas (em vermelho) nos transectos na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda – SE, durante o presente estudo (Mapa: P.A. Rocha).	10
Figura 4. Em 'a' observa-se o quadrante utilizado para registro da abertura de dossel, enquanto em 'b' observa-se o esquema ilustrativo de como se distribuem os pontos para medição de abertura e altura de dossel em cada parcela.	11
Figura 5. Diagrama indicando os transectos utilizados na amostragem do censo e a configuração de alternância de início de amostragem adotada durante o período do estudo. A seta preta representa o início do primeiro censo às 6h, enquanto a seta cinza indica o início do primeiro censo às 6h, enquanto a seta cinza indica o início do segundo censo às 14h. Os números (1 e 2) nas setas representam os observadores.	13
Figura 6. Alturas médias de dossel (e desvio padrão) dos habitats da Fazenda Rio Fundo.	21
Figura 7. Gráfico do post-hoc Teste de Dunn: análise comparativa entre os postos médios (barras) da altura de dossel, calculados pelo Kruskal-Wallis, dos habitats da FRF.	21
Figura 8. Porcentagens médias de abertura de dossel (e desvio padrão) dos habitats da Fazenda Rio Fundo.	22
Figura 9. Teste post-hoc de Dunn: análise comparativa entre os postos médios (barras) da abertura de dossel, calculados pelo Kruskal-Wallis, dos habitats da FRF.	22
Figura 10. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de <i>Callicebus coimbrai</i> na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal coseno.	27
Figura 11. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de <i>Dasyprocta</i> sp na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal coseno.	27
Figura 12. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de <i>Callithrix jacchus</i> na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal simple polinomial.	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Abundância (N), Riqueza (S) e o índices de diversidade (H') e de equabilidade (J) das espécies arbóreas encontradas nas três fitofisionomias da Fazenda Rio Fundo.	18
Tabela 2 - Índices de similaridade binário (presença e ausência) de Jaccard, quantitativo (abundância) de Bray-Curtis, e valor de p do teste comparativo de diversidades de Hutcheson entre as fitofisionomias.....	18
Tabela 3 - Valores de DAP médio (em centímetros) para os gêneros comuns* entre as fisionomias. Desvio padrão entre parênteses.....	20
Tabela 4 – Lista de mamíferos arborícolas e de médio e grande porte observados entre junho de 2015 e março de 2016 na Fazenda Rio Fundo. O número total de avistamentos de mamíferos, o número de avistamentos a cada 10 km e os tipos de registro: visualização durante o censo (C), fezes (F), pegadas (P), visualização fora do censo (NC).	24
Tabela 5 – Valores da densidade absoluta de mamíferos da Fazenda Rio Fundo. Largura efetiva da trilha (ESW), em metros, calculada com auxílio do DISTANCE; Densidade de grupo ou subgrupo (D_g ; grupo/km ²); Densidade de indivíduos (D_i ; ind./km ²); e tamanho populacional estimado para a área (N), calculado a partir de D_i	25
Tabela 6 – Valores de densidade estimados pelo DISTANCE. Largura efetiva da trilha (ESW), em metros; Valor do Critério de Informação de Akaike (AIC); Densidade de grupo (grupo/km ²); Densidade de indivíduos (ind./km ²); Tamanho populacional estimado para a área (N); Coeficiente de Variância (CV); e, “Goodness of Fit” (GOF – Chip-p).....	26
Tabela 7 – Número de registros de mamíferos arborícolas e de médio porte da FRF, por habitat, o valor de Qui-quadrado (X^2) e o valor de P.	29
Tabela 8 – Densidade e abundância relativa de Callicebus coimbrai (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.	33
Tabela 9 - Densidade e abundância relativa de Callithrix jacchus (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.....	34
Tabela 10 - Densidade e abundância relativa de Sapajus xanthosternos (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.	35
Tabela 11 - Densidade e abundância relativa de Dasypus sp. (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.....	37

RESUMO

Mamíferos possuem papel fundamental na manutenção do meio em que vivem. Suas diversas interações ecológicas atuam como importantes reguladoras da diversidade das florestas tropicais. Uma comunidade de mamíferos “ecologicamente saudável” preserva um maior número de relações ecológicas, essenciais para a manutenção da biodiversidade. Neste sentido, estudos com parâmetros populacionais das espécies de mamíferos, como a densidade e suas relações com a estrutura do habitat, podem indicar o *status* de preservação da comunidade em uma determinada área, possibilitando a formulação de melhores estratégias para a conservação. As densidades de mamíferos são influenciadas por: (1) fatores intrínsecos, como biomassa e requerimentos de nicho; (2) relações ecológicas, como exclusão competitiva e predação; e (3) características do habitat, como estrutura e qualidade. O presente estudo teve como objetivo estimar a densidade de mamíferos de um fragmento de Mata Atlântica de Sergipe, e verificar suas relações com a estrutura do habitat. A área de estudo, a Fazenda Rio Fundo (FRF), é um fragmento de aproximadamente 800 ha de Restinga Arbórea, compreendendo uma grande variedade de habitats. Entre junho de 2015 e março de 2016, foram percorridos 401 km nos quatro transectos definidos, para amostragem de densidade de mamíferos arborícolas e de médio porte através do método de Transecção Linear e analisadas no *software* Distance. Para medir a diversidade vegetal e estrutura do habitat foram amostradas 11 parcelas (20 x 5 m), e registrados o CAP, altura de dossel e porcentagem de abertura de dossel. A composição florística variou entre as fitofisionomias, e diferenças significativas na altura de dossel ($p=0,000002$) e na abertura de dossel ($p=0,03$) entre os habitats – Grota, Rebrotada e Tabuleiro. Foram registradas 96 visualizações de oito espécies de mamíferos, durante o censo. As espécies com maior número de registros foram *Dasyprocta* sp. ($n = 29$; 13,07 ind./km²), *Callicebus coimbrai* ($n = 27$; 12,76 ind./km²), *Callithrix jacchus* ($n = 21$; 29,95 ind./km²) e *Sapajus xanthosternos* ($n = 11$; 4,39 ind./km²). As outras quatro espécies observadas no censo tiveram um número de registro muito baixo ($n \leq 4$) e não foram incluídas nas análises de densidade. Foi identificada uma preferência pelo habitat de Floresta Madura (Grota) para os mamíferos avaliados, com exceção de *Dasyprocta* sp. As diferenças nas densidades parecem estar atreladas a características estruturais, florísticas, de disponibilidade de recurso e dos requerimentos de cada espécie.

Palavras-chave: *Callicebus coimbrai*, *Callithrix jacchus*, *Dasyprocta*, *Sapajus xanthosternos*, Restinga, Sergipe.

ABSTRACT

Mammals play a fundamental part in the maintenance of the environment in which they live in, their many ecological interactions act as important regulators of diversity in Tropical Forests. An “ecologically fit” mammal community preserves a higher number of essential ecological relationships that sustain the biodiversity. In this sense, mammal population studies, such as density and its relations to habitat structure, might indicate the conservation status of a community in an area, allowing the formulation of improved conservation strategies. Mammal densities are influenced by a series of factors: (1) intrinsic, such as biomass and niche requirements; (2) ecological relations, as competitive exclusion; and, (3) of habitat, such as structure and quality. The present study aimed to estimate the large and medium-sized mammal densities in an Atlantic Forest remnant, and verify possible habitat preferences. The study area, Fazenda Rio Fundo (FRF), is an 800ha arboreal Restinga fragment, with a great variety of habitats. Between June 2015 and March 2016, 401 km were walked in four transects for the census method. For the habitat structure measure, eleven sample squares (20 x 5 m) were established, and DBH, canopy height and canopy openness values were registered. The floristic composition varied among the phytophysionomies, and significant differences of canopy height ($p=0,000002$) and canopy openness ($p=0,03$) were found between the habitats – Grota, Rebrotta and Tabuleiro. We registered 96 visualisations of eight species during census work. The species with more number of sightings were *Dasyprocta* sp. ($n = 29$; 13,07 ind./km²), *Callicebus coimbrai* ($n = 27$; 12,76 ind./km²), *Callithrix jacchus* ($n = 21$; 29,95 ind./km²) and *Sapajus xanthosternos* ($n = 11$; 4,39 ind./km²). The other four species sighted during census, had a low number of total visualisations ($n \leq 4$) so were excluded from the density analysis. We identified a preference for the Mature Forest habitat (Grota), for all analysed mammal except *Dasyprocta* sp. Density differences seem to be related to habitat structure and floristic characteristics, resource availability and the niche requirements of each species.

Key-words: *Callicebus coimbrai*, *Callithrix jacchus*, *Dasyprocta*, *Sapajus xanthosternos*, Restinga, Sergipe.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica e a Fragmentação do Habitat: ameaças a Mastofauna

O bioma Mata Atlântica é um complexo de formações vegetais (Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual) e ecossistemas associados (como Restingas e Manguezais, por exemplo), que se estende ao longo de 17 estados brasileiros, cobrindo originalmente cerca de 1.300.000 km² (MMA 2010). Compreende um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estruturas e composições florísticas bastante diferenciadas, fortemente influenciados pelas características climáticas e geográficas na qual estão distribuídos – como altitude, distância do oceano, regime de chuvas, características edáficas e do relevo e clima. Apresenta também enclaves de outros ambientes florestais e não florestais, ocorrendo em associação aos ecossistemas costeiros de mangues, restingas, campos de altitude e rupestres (RMA 2006; MMA 2010).

A expressiva heterogeneidade florística e fitofisionômica desse bioma resultam numa das maiores biodiversidades do planeta (Myers *et al.* 2000; MMA 2010; Paglia *et al.* 2012), com aproximadamente 20.000 espécies de plantas e mais de 2.000 espécies de vertebrados, que incluem 298 espécies de mamíferos. Esse bioma também apresenta um alto grau de endemismo, cerca de 50% da flora é exclusiva, enquanto a fauna, dentre os mamíferos 90 espécies são exclusivas do bioma, por exemplo (RMA 2006; Paglia *et al.* 2012). No entanto, a vasta biodiversidade presente na Mata Atlântica se encontra extremamente ameaçada e por isso este bioma é considerado um dos 34 *hotspots* para a conservação do planeta (Myers *et al.* 2000; Mittermeier *et al.* 2005).

Dentre os grupos animais encontrados na Mata Atlântica, os mamíferos têm uma grande importância ecológica, auxiliando na manutenção do meio (Pardini *et al.* 2003; Tabarelli *et al.* 2004; Wang 2007). Suas diversas interações ecológicas atuam como importantes reguladoras da diversidade das florestas tropicais (Janzen 1971; Hubbel 1979; Wright 2002; Terborgh *et al.* 2001; Schmitt & Holbrook 2003; Terborgh *et al.* 2008). São importantes dispersores de sementes, auxiliando no recrutamento de espécies vegetais, mas podem também limitar o crescimento de plantas, através da herbivoria (Tabarelli *et al.* 2004; Paine & Beck 2007; Wang 2007; Terborgh *et al.* 2008; Rocha-Mendes 2010). Processos de competição, tanto intraespecíficos quanto interespecíficos, e de predação também são importantes na regulação

das populações de mamíferos e outros vertebrados (Wright *et al.* 1994; Terborgh *et al.* 2001; Bovendorp & Galetti 2007).

Uma comunidade de mamíferos “ecologicamente saudável” preserva um maior número de relações ecológicas essenciais para a manutenção da biodiversidade (Terborgh *et al.* 2001). No entanto, do total espécies de mamíferos encontradas no bioma, 42 se encontram em algum grau de ameaça, desde carnívoros a roedores, entre outras ordens, mas principalmente os primatas, cujo número de espécies ameaçadas chega a dois terços do total encontrado no bioma (Machado *et al.* 2008; Brasil 2014). Este quadro se agrava, ao levar em consideração que muitas das espécies são endêmicas e, portanto, perdas populacionais são extremamente prejudiciais, podendo resultar em extinções locais (Oliver & Santos 1991; Machado *et al.* 2008).

A alta fragmentação e redução das porções florestais da Mata Atlântica são as principais ameaças a mastofauna (Chiarello 1999; Onderdonk & Chapman 2000; Fahrig 2003). Em Sergipe, embora estudos anteriores tenham estimado cerca de 1% de remanescentes de sua extensão original (Landim & Siqueira 2001), estudos mais recentes indicam que o cenário é semelhante ao nacional, com cerca de 10% dos seus remanescentes naturais (Santos *et al.* 2013) bastante fragmentados e a maioria destes com menos de 100 ha (Santos Jr. 2010).

Essa alta redução e fragmentação do habitat gera inúmeros efeitos deletérios na qualidade das áreas, seja através do aumento do efeito de borda, ou do aumento de ameaças antrópicas – como o corte seletivo de madeira e caça – afetando negativamente a sobrevivência de determinadas espécies (Kierulff *et al.* 2005; Ribeiro *et al.* 2009). Sabe-se que fragmentos pequenos, ou de portes médios, isolados podem não ter capacidade de abrigar populações viáveis de certas espécies, a depender das suas necessidades básicas de recursos (Bowers & Matter 1997; Chiarello 1999; Galetti *et al.* 2009; Ribeiro *et al.* 2009). Além disso, ambientes muito antropizados ou com baixa complexidade (estrutura vertical) e heterogeneidade (gradiente horizontal “*patchiness*”) também resultam numa diminuição da diversidade (Heck & Wetstone 1977; August 1983; Fahrig 2003). Diante desse cenário, estudos que avaliem o *status* das populações de mamíferos e a qualidade dos habitats em que ocorrem são importantes para a elencar medidas para conservação dessas espécies.

Por que Parâmetros Populacionais?

A avaliação das densidades e tamanhos populacionais é parte importante no processo de avaliação do estado de conservação das espécies de mamíferos, servindo de fundamento para

a formulação de estratégias para a conservação (Costa *et al.* 2005; Tabarelli *et al.* 2005; Galetti *et al.* 2009), e pode ser utilizada como um indicador de qualidade do habitat (Chiarello 2000). Frente ao alto grau de ameaça enfrentado pela Mata Atlântica, em especial pela mastofauna desse bioma, os programas de conservação precisam levar em conta as condições das comunidades remanescentes, não só em termos dos seus parâmetros populacionais, mas também com relação ao grau das ameaças locais (Kierulff *et al.* 2005).

As densidades populacionais de mamíferos são influenciadas por uma série de fatores que podem ser intrínsecos das espécies ou do habitat em questão, ou mesmo relacionado às relações ecológicas que ocorrem na área. Entre os fatores intrínsecos, podemos citar aspectos como tamanho corporal, mecanismos de autorregulação (fisiológica/hormonal), ou requerimentos de nicho (Fowler 1981; Peters & Raelson 1984; Lindstedt *et al.* 1986; Silva & Downing 1995; Fa & Purvis 1997; Makarieva *et al.* 2005). Fatores do habitat, por sua vez, referem-se a aspectos como qualidade do habitat, complexidade e heterogeneidade, tamanho da área, grau de conectividade, e disponibilidade e distribuição de recursos alimentares (August 1983; Emmons 1984; Fahrig & Merriam 1985; Silva *et al.* 2001; Fahrig 2003; Norris *et al.* 2011). Por fim, relações ecológicas – como predação e competição – também podem exercer influência sobre as densidades populacionais de mamíferos numa determinada área (Wright *et al.* 1994; Schmitt & Holbrook 2003).

A qualidade de uma área é uma variável que impõe restrições ecológicas a cada espécie, de modo que os fatores de influência variam, em efeito, para cada táxon (Dewar 1984; Chave *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001). Dentre os fatores do habitat, a heterogeneidade e complexidade indicam a diversidade de condições e de disponibilidade de recursos de um ambiente sendo, portanto, determinantes no número de espécies que encontrarão condições favoráveis ao seu estabelecimento e sobrevivência numa dada área (MacArthur & MacArthur 1961; August 1983). O aumento na complexidade ambiental normalmente está relacionado ao aumento da diversidade de uma determinada área (Dewar 1984; Chave *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001), portanto é preferível que os ambientes florestais sejam mais complexos e heterogêneos. Adicionalmente, por ser um parâmetro referente à estrutura do habitat, a complexidade ambiental é também um indicador da produtividade da área e, por conseguinte, da sua capacidade de suporte (Dewar 1984; Chave *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001).

As pressões antrópicas têm enorme influência nas densidades populacionais de mamíferos (Fahrig 2003; Chiarello 2000; Costa *et al.* 2005). Remanescentes florestais muito reduzidos (<5 ha) ou perturbados, embora possam favorecer a densidade de algumas espécies

pela ausência de predadores (ex.: *Bradypus torquatus* Chiarello 1999), diminuem a riqueza da comunidade uma vez que não suportam mamíferos de grande porte, extinguindo relações ecológicas importantes na regulação das populações (Onderdonk & Chapman 2000; Chiarello 1999, 2000; Galetti *et al.* 2009). Portanto, ao realizar estudos com parâmetros populacionais das espécies animais, é interessante avaliar também os graus de ameaça e as características estruturais das áreas nas quais elas se encontram. Além disso, o tamanho das áreas e as necessidades de recursos de cada espécie devem ser levadas em conta, para que adensamentos de fauna, gerados pela redução do habitat, não sejam confundidos com ambientes com alta capacidade de suporte (Chiarello 2000).

Em Sergipe, foram realizados alguns estudos com avaliação de parâmetros populacionais de mamíferos de médio porte na Caatinga (Freitas *et al.* 2011) e arborícolas na Mata Atlântica (Chagas & Ferrari 2011; Rocha 2011), focando principalmente em dois primatas ameaçados de extinção: *Callicebus barbarabrownae* e *C. coimbrai*. No entanto, outros remanescentes florestais e suas comunidades de mastofauna permanecem não estudadas no estado. Desse modo, fazem-se necessários estudos que supram essas lacunas a respeito das comunidades de mastofauna no estado de Sergipe para obter um panorama geral do *status* das populações aqui encontradas e elaborar estratégias para sua conservação.

OBJETIVOS

Geral

Identificar as espécies de mamíferos arborícolas e terrestres de médio e grande porte presentes em um remanescente de Mata Atlântica de Sergipe, estabelecer os parâmetros populacionais de cada espécie e avaliar suas relações com a estrutura do habitat.

Específicos

1. Caracterizar a área de estudo quanto aos tipos de habitats (fitofisionomias) encontrados na Fazenda Rio Fundo em relação à sua estrutura e composição florística;
2. Realizar um levantamento das espécies de mamíferos arborícolas e de médio e grande porte na área de estudo;
3. Estimar as densidades populacionais, taxa de avistamento e tamanho populacional das espécies identificadas na Fazenda Rio Fundo;
4. Analisar o efeito da estrutura do habitat no padrão de distribuição das espécies cujas densidades forem estimadas dentro do remanescente estudado.

MÉTODOS

Área de estudo

A área do estudo é um fragmento de aproximadamente 800 ha composto pelas reservas legais de três propriedades rurais, duas pertencentes à Companhia Industrial de Celulose e Papel (CICP: Ondunorte) e uma terceira pertencente à Indústria Cal Trevo – respectivamente, Fazendas Rio Fundo, São José e Itália – localizadas no município de Itaporanga d’Ajuda, em Sergipe (11°08'07"S, 37°18'43"W), doravante tratadas apenas por Fazenda Rio Fundo (FRF; Figura 1).

O fragmento é um remanescente de Restinga Arbórea que compreende um complexo de formações vegetais em diferentes estágios sucessionais e de relevo ondulado o que confere uma variedade de tipos de habitat. (Beltrão-Mendes *et al.* 2011). Essa heterogeneidade decorre de variações da composição do solo, topografia, hidrografia; e também por distúrbios antrópicos históricos diferenciados, entre eles supressão vegetal e queimadas (com. pess. especialista local). É irrigado por numerosos córregos e riachos de pequeno aporte, tributários dos rios Fundo e Vaza-Barris, separados por um platô que é também divisa entre as fazendas Rio Fundo e Itália.

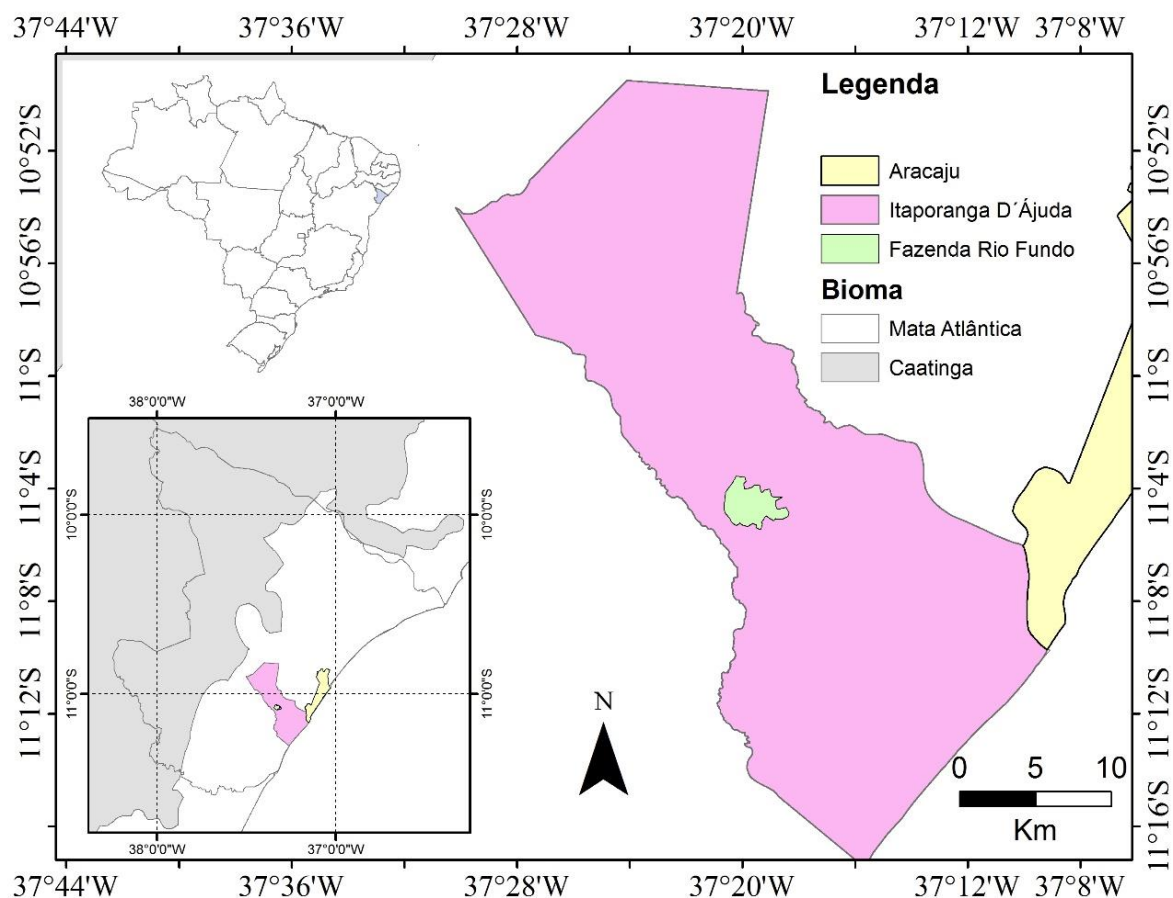


Figura 1. Localização do fragmento da Fazenda Rio Fundo em Itaporanga D'Ajuda, Sergipe (Edição: P.A. Rocha).

A área da Fazenda Rio Fundo é cercada pelos povoados do Arame, Colégio e Nova Descoberta; e alguns assentamentos de Sem Terra, entre os quais os mais próximos são Rosa, Luxemburgo e Colônia. A maioria das pessoas que frequentam a área provem dessas comunidades. Entre as formas de utilização do fragmento pela população se destacam: 1) Retirada de madeira – principalmente para lenha e uso como material de construção (Cercas, telhados, cabos de ferramentas, entre outros); e 2) caça – principalmente para consumo. Os principais mamíferos alvo da caça são as cutias, os tatus-galinha e as pacas. A maioria dos caçadores utiliza o método de espera ou armadilhas, porém caçadores com cachorros também são relativamente comuns.

Apesar de sofrer constante pressão antrópica, o fragmento é relativamente bem conservado, podendo ser encontradas algumas espécies ameaçadas como o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*; Criticamente Ameaçada, Kierulff *et al.* 2015) e o

guigó-de-Coimbra-Filho (*Callicebus coimbrai*; Em Perigo, Veiga *et al.* 2008), entre outras em menor grau de ameaça como o veado (*Mazama* sp.) (Beltrão-Mendes *et al.* 2011).

O clima da região é classificado como AS – Megatérmico Tropical úmido, com estação seca no verão, segundo a classificação climática de Köppen (Alvares *et al.* 2013). Na FRF, a estação chuvosa tipicamente compreende os meses de abril a agosto (Figura 2). Nos primeiros meses, pode-se observar uma baixa precipitação histórica que aumenta gradativamente até atingir seu pico no mês de maio. A partir daí os valores gradualmente diminuem levando à estação seca. O início dessa estação é marcado por um pequeno pico de precipitação em outubro, que antecede os meses mais secos do ano (CPTEC/INPE 2016).

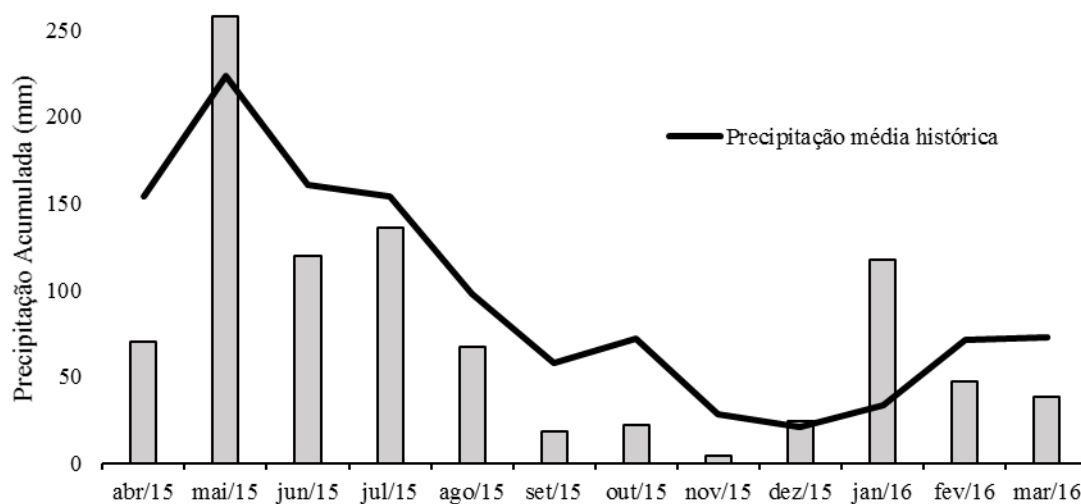


Figura 2. Médias históricas (2006-2016) da precipitação acumulada (em milímetros) e seus valores referentes ao período do presente estudo – abril 2015 a março de 2016 – na cidade de Itaporanga D’Ajuda, Sergipe (CPTEC/INPE 2016).

O ano de 2015 foi excepcionalmente seco, de modo que a estação chuvosa (meses com precipitação acumulada superior a 100 mm) se restringiu a apenas três meses – maio, junho e julho (Figura 2). Em contrapartida, janeiro de 2016 apresentou o maior volume de precipitação da última década (117,13 mm). A estação seca do período amostrado abrangeu os meses de agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro de 2015; e janeiro e fevereiro de 2016.

Coleta de dados

Para a coleta de dados, entre os meses de março e maio de 2015, foram estabelecidas quatro transecções, com aproximadamente 2 km cada (totalizando 8,83 km), paralelas e distantes entre si em pelo menos 500 m (Figura 3). As transecções foram previamente planejadas através de ferramentas de geoprocessamento (Google Earth, Global Mapper 11 e MapSource). Após o estabelecimento, cada transecção foi devidamente identificada, com marcação física (nas árvores) de pontos a cada 50 m, e a foram tomadas as coordenadas georreferenciadas desses pontos com o auxílio de aparelhos de GPS (GARMIN etrex 30).

Caracterização do habitat

A classificação das fitofisionomias (=habitats) foi realizada através da observação em campo das diferentes características estruturais (altura, sombreamento, relevo), de composição florística (em levantamento rápido) e de estágio sucessional (tipo de sub-bosque, altura de dossel, maturidade dos indivíduos arbóreos) que serão apresentados de forma descritiva nos resultados (Durigan 2003). Após essa caracterização inicial, e pré-classificação dos habitats, foi aplicado o método para medição dos parâmetros de estrutura do habitat, conforme descrito a seguir.

Foram estabelecidas 11 parcelas fixas (20 m x 5 m; 100 m²), de modo aleatório, ao longo dos quatro transectos (Figura 3), para a amostragem de estrutura do habitat (Durigan 2003; Felfili *et al.* 2008). Foram incluídos na amostragem indivíduos de hábito arbóreo com CAP (circunferência à altura do peito) maior ou igual a 10 cm (Durigan 2003) e marcados com placas de alumínio enumeradas. Exsicatas foram coletadas para identificação dos indivíduos arbóreos em comparação ao material da coleção do Herbário ASE, da Universidade Federal de Sergipe, onde foram posteriormente depositadas. Além da identificação das espécies arbóreas, foram amostrados, através de fita métrica e estimativa visual, os seguintes dados: CAP, altura do indivíduo arbóreo, altura do fuste e diâmetro da copa (Brito *et al.* 2007; Freitas & Magalhães 2012).

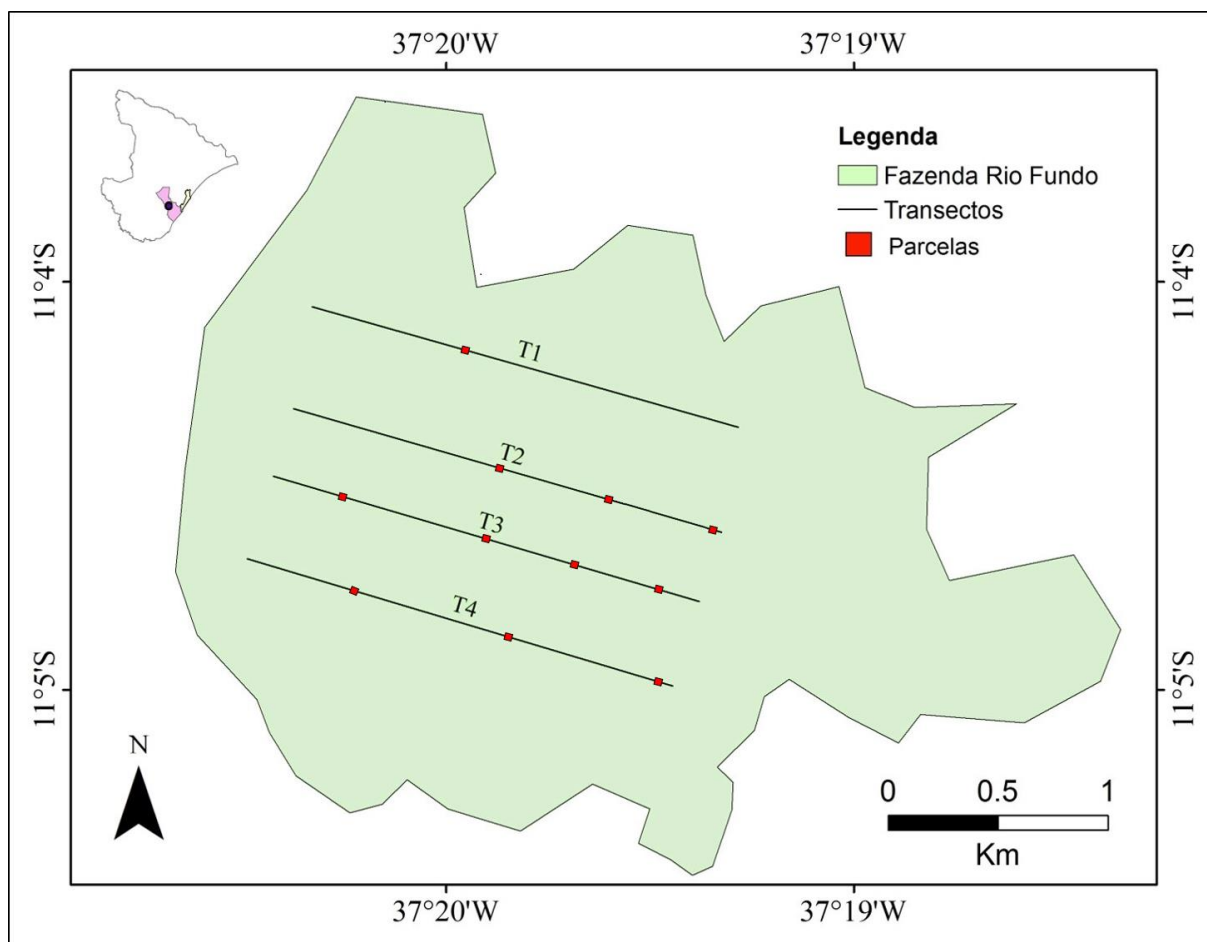


Figura 3. Esquema da localização das parcelas (em vermelho) nos transectos na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D’Ajuda – SE, durante o presente estudo (Mapa: P.A. Rocha).

Para medir a ‘abertura de dossel’, utilizou-se um equipamento indicado por Cazal (2003), aqui chamado de quadrante. O equipamento consiste em um quadrado de bordas feitas de cano de PVC, com 25 cm de lado, trançado internamente por uma linha de náilon, que forma uma trama com fios separados entre si a cada 2,5 cm e formam uma rede interna com 100 quadrículas de igual tamanho de área (Figura 4a). Em cada parcela, foram tomadas cinco medidas de abertura e, através de estimativa visual, da altura de dossel, a partir de cinco pontos equidistantes (Figura 4b). Elevando o quadrante a aproximadamente 1,8 m do solo, foram contados quantos quadrados não estavam preenchidos pelo dossel, obtendo-se o valor de abertura de dossel (%) para aquele ponto.

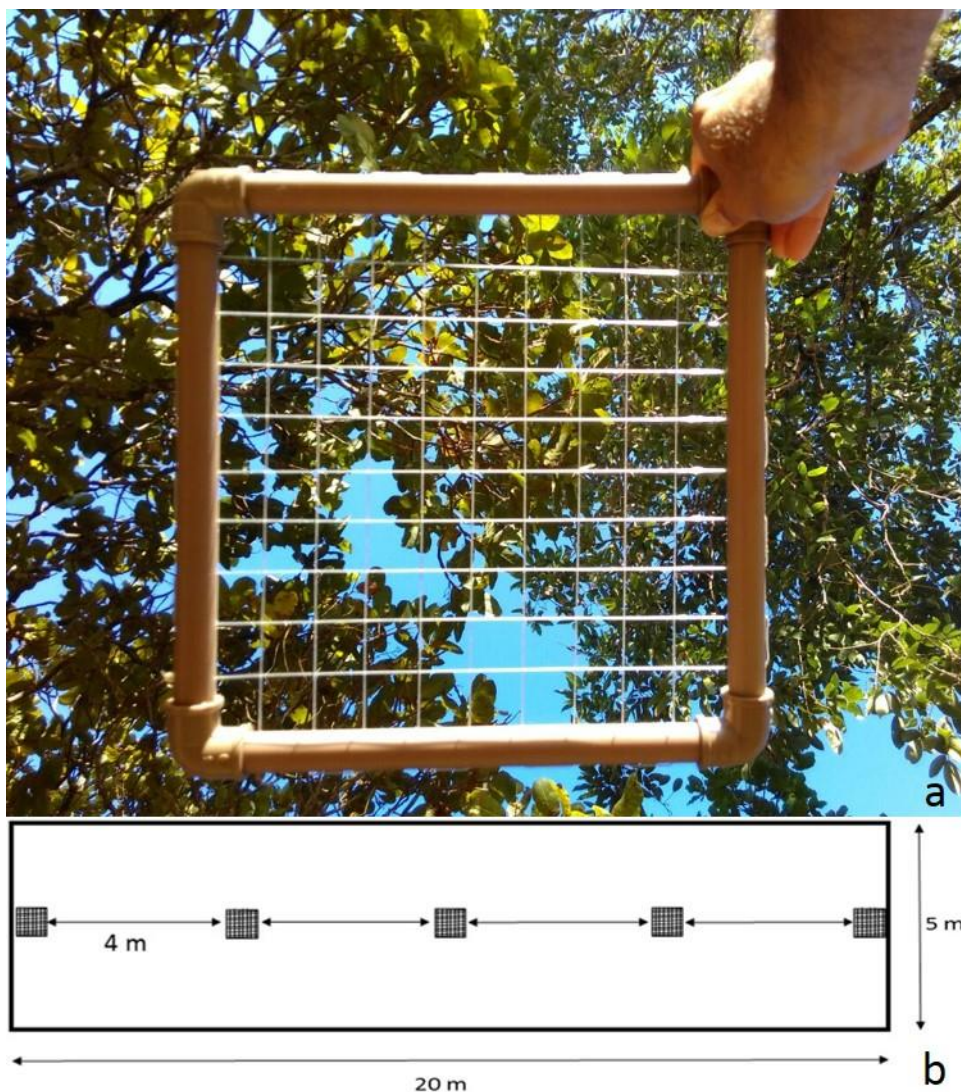


Figura 4. Em ‘a’ observa-se o quadrante utilizado para registro da abertura de dossel, enquanto em ‘b’ observa-se o esquema ilustrativo de como se distribuem os pontos para medição de abertura e altura de dossel em cada parcela.

Parâmetros estruturais e de diversidade florística servem de base para inferir sobre complexidade e heterogeneidade do habitat, sendo indicadores de qualidade ambiental (August 1983; Fahrig 2003). A finalidade da comparação estatística dos parâmetros anteriormente citados entre as fisionomias (habitats) do presente estudo é verificar se existem diferenças significativas entre elas, e, caso haja diferenças, posteriormente avaliar as correlações com o número de avistamentos de mamíferos não-voadores, conforme será descrito na sessão preferências de habitat.

Parâmetros populacionais de mamíferos

Os mesmos quatro transectos anteriormente citados foram utilizados para o levantamento de espécies e a coleta de dados de densidade de mamíferos. Os dados foram coletados entre junho de 2015 e março de 2016, através do método de Transecção Linear (Buckland *et al.* 2001; Cullen Jr. & Rudran 2003). Durante cinco dias por mês, dois pesquisadores percorreram a pé – simultaneamente – quatro quilômetros por dia, cada um, em transectos diferentes (Figura 5) a uma velocidade aproximada de 1km/h.

Para possibilitar independência nas amostragens, os observadores percorreram transectos intercalados, garantindo uma distância de pelo menos 1 km entre si (Figura 5). Além disso, ao longo dos dias amostrais, foram alternados tanto os transectos percorridos quanto o ponto de início do censo (ex.: ao começar o censo no início do T1, no dia seguinte buscava-se iniciar pelo final do mesmo). Essas configurações foram adotadas para diminuir o viés de horário, de modo a evitar passar sempre no mesmo horário e no mesmo ponto em cada trilha.

A amostragem se iniciava às 6 horas da manhã, para a primeira etapa de censo do dia, e às 14 horas para a segunda etapa. Foram amostrados tanto mamíferos arborícolas, quanto terrícolas, sendo anotados os seguintes dados conforme protocolo preestabelecido (anexo I): data, hora, ponto na trilha em que houve a visualização, a espécie e o número de indivíduos visualizados, a distância perpendicular estimada do espécime em relação à transecção e o tipo de habitat.

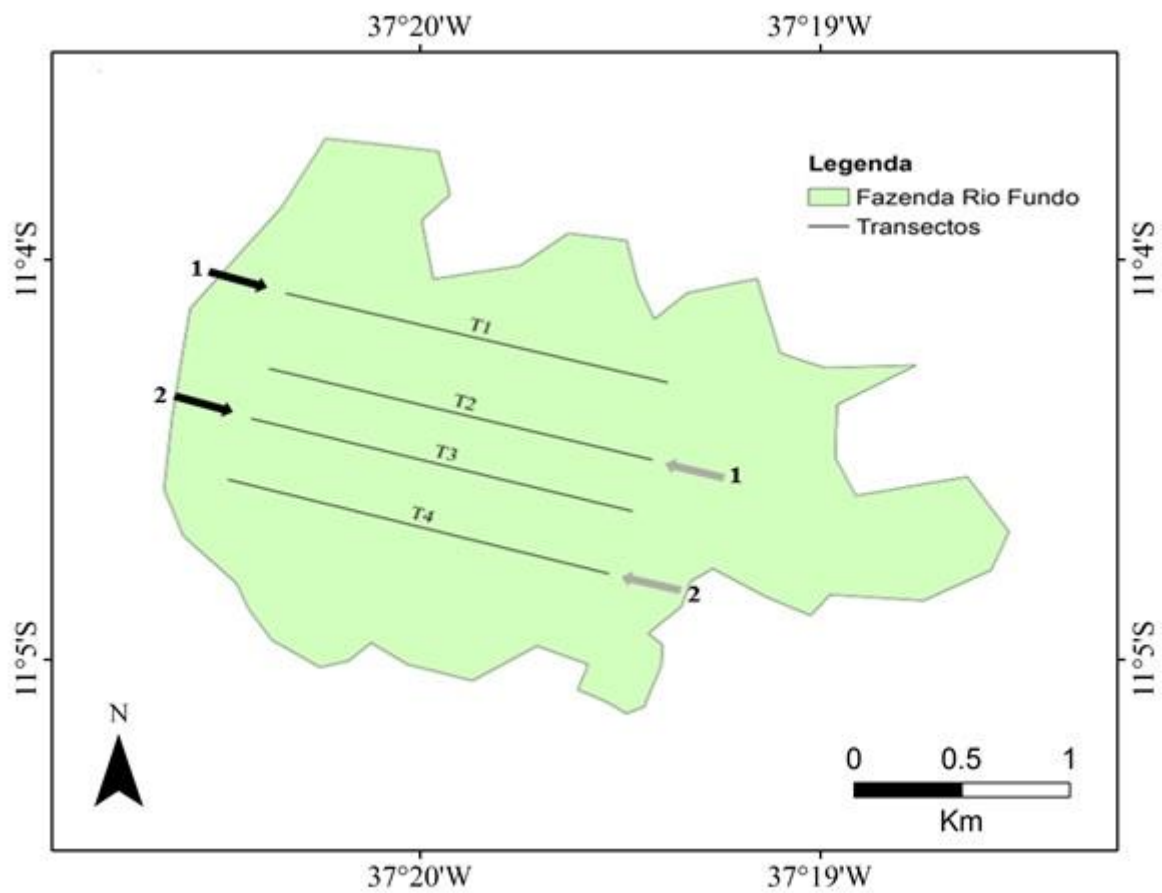


Figura 5. Diagrama indicando os transectos utilizados na amostragem do censo e a configuração de alternância de início de amostragem adotada durante o período do estudo. A seta preta representa o início do primeiro censo às 6h, enquanto a seta cinza indica o início do primeiro censo às 6h, enquanto a seta cinza indica o início do segundo censo às 14h. Os números (1 e 2) nas setas representam os observadores.

Preferências de habitat

O uso preferencial de determinados tipos de habitat por mamíferos pode ser verificado ao se comparar as taxas de avistamento de cada espécie com a proporção de cada tipo fitofisionômico disponível (Ferrari 2002; Chagas 2011). Para tal, inicialmente foi realizado o zoneamento das unidades fitofisionômicas, isto é, foi medida (com fita métrica) a distância em que começa e termina determinado tipo de habitat ao longo dos transectos. Esse zoneamento permitiu quantificar (em quilômetros) o tamanho total dos tipos de habitat e calcular a proporção dos mesmos ao longo do espaço amostral.

Análise de Dados

Caracterização do habitat

A diversidade de cada fitofisionomia foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H') e posteriormente comparada através do teste de Hutcheson (1970). A similaridade (índices Jaccard e Bray-Curtis) e equabilidade (índice de Pielou) também foram medidas para fins de comparação da comunidade vegetal entre as fitofisionomias (Durigan 2003; Oliveira & Amaral 2004; Scherer *et al.* 2005). Todas as análises, tanto de estrutura quanto de diversidade, foram realizadas nos *softwares* R 3.2 e Past 3.12.

Para a análise de estrutura, foi obtido o valor de DAP (diâmetro à altura do peito) a partir do CAP coletado de cada árvore. Com esse valor, foram comparados os DAP médios gerais entre os tipos habitat e entre táxons em comum nos três habitats. Os parâmetros estruturais altura de dossel, área basal por hectare (ABs, obtido através do DAP) e a abertura de dossel, de cada parcela, foram agrupados de acordo com o habitat (fitofisionomia) no qual foram classificados. Como são não-paramétricos – de acordo com o teste de Shapiro-Wilk – esses dados estruturais foram analisados através do teste Kruskal-Wallis e posteriormente comparados o teste de Dunn, a 95% de significância (Scherer *et al.* 2005), afim de verificar diferenças entre as fitofisionomias.

Parâmetros populacionais de mamíferos

Os registros do censo foram analisados de três formas: (1) calculando a taxa de avistamentos a cada 10 km, para todas as espécies registradas; (2) calculando a densidade com base na fórmula de densidade, para os mamíferos com no mínimo 10 registros, e o tamanho populacional à partir dessa densidade; e, (3) utilizando o *software* DISTANCE 6.0 (Thomas *et al.* 2010) para estimar o tamanho populacional e a densidade dos mamíferos encontrados com o número mínimo de registros necessários (≥ 20 ; Costa *et al.* 2012). Consideramos, para espécies grupais, cada visualização de um grupo como uma unidade (registro), mesmo quando foi possível contar todos os indivíduos do grupo. A partir do tamanho médio de grupo encontrado, para cada espécie, calculamos a densidade de indivíduos por km².

A taxa de avistamento a cada 10 km foi calculada para todas espécies de mamíferos visualizadas no censo (Janson & Emmons 1990; Chiarello 1999). Este cálculo é bastante utilizado principalmente quando há espécies com baixo número de registros durante as amostragens do censo (Chiarello 1999). Também é utilizado por ser um bom indicador da

abundância relativa de espécies numa determinada área e pela comparabilidade com outros estudos (Bobadilla & Ferrari 2000; Moura 2007).

A densidade absoluta, que não faz projeção de indivíduos não visualizados no censo, foi calculada apenas para as espécies com no mínimo 10 registros. Foi utilizada a fórmula de densidade (ver Chiarello 2000), onde D é a densidade de indivíduos ou grupos, ESW é a largura efetiva do transecto – calculada no *software* DISTANCE 6.0 – e L é o comprimento total do transecto (total de quilômetros percorridos), conforme a equação abaixo. O tamanho populacional é calculado multiplicando essa densidade pelo tamanho total da área de estudo em km^2 .

$$D = n^{\circ} \text{ de encontros visuais totais} / 2(ESW) \times L$$

Para o cálculo de densidade utilizando o DISTANCE 6.0, baseamo-nos nos critérios e premissas estabelecidos pelo *software* (ver Cullen Jr. & Rudran 2003; Thomas *et al.* 2010), para a escolha da função (modelo) de probabilidade de detecção de melhor ajuste. Para isso, são considerados os menores valores de AIC (Critério de Informação de Akaike) e de Coeficiente de Variância (CV), bem como o maior valor de GOF (Goodness of Fit – Chi-p) (ver Cullen Jr. & Rudran 2003). A partir dessa função e das distâncias perpendiculares, são estimados os indivíduos não visualizados durante os censos, calculando-se, a densidade à medida em que se estima o tamanho populacional para a área, para cada espécie (Buckland *et al.* 1993; Santana *et al.* 2008).

Preferências de habitat

Para avaliar possíveis preferências na ocupação do habitat, foram comparadas a proporção de habitat ao longo dos transectos com a taxa de visualizações registradas em cada habitat através do teste Qui-quadrado (X^2) (Ferrari 2002). Onde o valor esperado (%) é obtido a partir da proporção disponível da categoria de habitat relativa ao número total de registros de uma espécie (em todos os tipos de habitat); e o valor observado é o número de avistamentos por habitat de uma espécie (Ferrari 2002; Chagas 2011). A preferência por tipo de habitat foi calculada no *software* BioEstat 5.3 de duas formas: (a) geral, para todas as espécies de mamíferos; e (b) por espécie com número de visualizações acima de 10.

RESULTADOS

Caracterização do habitat

Pelo menos seis tipos de habitat distintos puderam ser identificados no fragmento da Fazenda Rio Fundo (FRF) através da caracterização preliminar:

- i. Floresta madura (Grotas) – Encontradas principalmente nas áreas de grotas, e eventualmente associadas a córregos, são porções de Restinga Arbórea que apresentam dossel alto e sub-bosque pouco desenvolvido. Quando presente, o sub-bosque é dominado pela herbácea *Parodiolyra micrantha* (Kunth). Poucos indivíduos jovens são observados e a maioria das palmeiras da área são espécies de dossel. O solo é relativamente mais arenoso, com uma camada espessa de serapilheira úmida. Estas áreas sofrem uma pressão baixa de retirada de madeira, quando comparada às outras fitofisionomias da FRF, presumivelmente pela dificuldade de acesso.
- ii. Floresta secundária (Rebrota) – São áreas de Restinga arbórea desmatadas há mais de 20 anos (com. pess. especialista local), que ainda sofrem pressão antrópica, com retirada de madeira por moradores do entorno. Essas áreas são semelhantes às matas das áreas de grotas, em relação ao solo e em relação à composição de espécies. Entretanto, apresentam maior número de indivíduos arbóreos jovens e dossel aparentemente mais baixo e descontínuo que o dossel das florestas de Grotas. O sub-bosque é bem desenvolvido, composto por pequenas palmeiras (*Bactris glassmanii*), cipós e espécies arbustivas e herbáceas, como *Cyperus* sp. e *Parodiolyra micrantha*. Esse tipo de habitat também é caracterizado por vários indivíduos arbóreos mortos e/ou cortados.
- iii. Matas de Tabuleiro – Enclaves de vegetação caracterizados por um dossel baixo e aberto, grande abundância de tiriricas (*Cyperus* sp.) e árvores com valores menores que 10 cm de perímetro do caule. O solo é argiloso (podzólico vermelho amarelo, Sergipe 2014) com algumas pequenas rochas, serapilheira geralmente seca, e o relevo em sua predominância é plano. Visualmente há muitos indivíduos da família Myrtaceae, com sub-bosque fechado, de difícil locomoção, abundância de tiriricas *Cyperus* sp. e pequenas palmeiras da espécie *Bactris glassmanii*.
- iv. Restinga arbustivo-arbórea – Distinto em sua composição florística, dos enclaves de Tabuleiro, esse habitat está concentrado na porção Norte do fragmento e é

caracterizado pelos solos muito arenosos, dossel baixo e contínuo. Lianas são abundantes e um importante componente estrutural do sub-bosque; que também é composto por espécies arbustivas, indivíduos arbóreos jovens, e herbáceas. Juntamente com as Matas de tabuleiro, as áreas de Restinga arbustivo-arbóreo-arbustiva são os habitats nativos com dossel mais aberto da FRF.

- v. Plantações de eucalipto – Bosques de plantações comerciais de *Eucalyptus* sp. estão distribuídos ao redor do fragmento (borda). Suas características, tanto estruturais como de composição florística, variam a depender do estágio do ciclo de manejo. Entre o plantio e o corte, período que dura geralmente seis anos, as áreas de plantação variam de descampados, a bosques que vão de menos de um metro a mais de 15 metros de altura, a depender do tempo decorrido desde o plantio ou rebrota.
- vi. Plantações de bambu – As plantações de bambus presentes na área são resquícios de plantações que foram abandonadas há cerca de uma década, quando foram substituídos por eucalipto (com. pess. especialista local). Essas áreas estão distribuídas em manchas que permeiam as áreas de plantação de eucalipto e as bordas do fragmento, e representam apenas uma pequena porção, comparado às plantações de eucalipto.

Foram registradas três das seis fitofisionomias (habitats) anteriormente descritas – Grota, Rebrotada e Tabuleiro – ao longo da área amostral dos transectos. As demais fitofisionomias, ou estão restritas a uma determinada parte do fragmento (Restinga arbustivo-arbórea), ou se encontram às margens do fragmento propriamente dito, como as plantações de *Eucalyptus* sp. e bambu, e, portanto, não foram incluídas na amostragem de diversidade e estrutura do habitat.

Diversidade florística

Ao total foram registrados 456 indivíduos arbóreos, tendo sido identificados 392 em 36 espécies, distribuídas em 28 famílias. Dentre estas, as famílias botânicas com maior riqueza de espécies foram Myrtaceae ($n = 9$), Fabaceae ($n = 3$) e Sapindaceae ($n = 3$). A Rebrotada teve a maior riqueza de espécies ($n = 27$) e a maior diversidade ($H' = 2,87$) quando comparada às outras fitofisionomias (Tabela 1). A maior equabilidade foi observada na Grota, indicando uma distribuição mais equitativa de número de indivíduos nas espécies (Tabela 1). O teste de Hutcheson apontou diferenças significativas entre as diversidades encontradas na Rebrotada e no Tabuleiro, e entre o Tabuleiro e a Grota (Tabela 2).

Com relação à similaridade, pode-se observar uma dissimilaridade entre as fisionomias Grotta e Tabuleiro (Tabela 2), tanto em termos de abundância (Bray-Curtis) quanto em presença x ausência (Jaccard). A Rebrotta demonstrou valor de similaridade com ambas fisionomias supracitadas. Levando em consideração apenas a presença e ausência de espécies, a Rebrotta foi mais similar ao Tabuleiro (Jaccard = 0,43); enquanto que ao se considerar a abundância de espécies, a Rebrotta foi mais similar à Grotta (Bray = 0,44; Tabela 2).

Tabela 1 - Abundância (N), Riqueza (S) e o índices de diversidade (H') e de equabilidade (J) das espécies arbóreas encontradas nas três fitofisionomias da Fazenda Rio Fundo.

	N*	S**	Shannon (H')**	Equabilidade (J)**
Grotta	121	19	2,76	0,93
Rebrotta	184	27	2,87	0,87
Tabuleiro	151	16	2,49	0,89

* Incluídos não identificados. **Excluídos não identificados.

Tabela 2 - Índices de similaridade binário (presença e ausência) de Jaccard, quantitativo (abundância) de Bray-Curtis, e valor de *p* do teste comparativo de diversidades de Hutcheson entre as fitofisionomias.

	Spp. em comum	Bray-Curtis	Jaccard	<i>p</i>
Grotta-Rebrotta	13	0,44	0,38	0,376
Rebrotta-Tabuleiro	13	0,42	0,43	0,0007
Tabuleiro-Grotta	6	0,14	0,20	0,023

Estrutura do habitat

As fitofisionomias apresentaram diferenças estruturais no que diz respeito ao diâmetro médio à altura do peito (DAP), altura e abertura de dossel. A Grotta (Floresta Madura) teve o menor número de indivíduos arbóreos amostrados ($n = 121$), quando comparado às outras fitofisionomias. Estes indivíduos, porém, tiveram as maiores médias de DAP (média geral:

7,39 cm \pm 6,53), o que indica que os indivíduos encontrados nesse habitat são mais maduros, em comparação aos outros habitats da FRF.

A Rebrotas (Floresta em Recuperação) teve o maior número de indivíduos registrados (n = 184), e vários espécimes jovens (n >20), marcados na expectativa de serem mensurados, não entraram na amostragem por possuírem tamanho de CAP inferior à 10 cm. O diâmetro médio geral foi inferior ao da Grota (5,69 cm \pm 2,41). Foram registrados 151 indivíduos arbóreos nas parcelas de mata de Tabuleiro, grande parte destes com CAP próximo ao limite mínimo (10 cm; n = 61, 40%), quando comparado às outras fisionomias (Grota 23% e Rebrotas 26%), e, como na Rebrotas, muitos indivíduos excluídos pelo valor de CAP inferior à 10 cm (n > 15). O diâmetro médio geral foi o menor dentre as fitofisionomias (5,34 cm \pm 2,44), embora próximo ao da Rebrotas.

Quando comparados os mesmos gêneros entre os habitats (Tabela 3), a Grota apresentou os maiores DAP médios, com exceção do gênero *Himatanthus* que teve seu maior diâmetro médio na Rebrotas e *Annona* cujo maior diâmetro foi no encontrado no Tabuleiro. Embora a diferença não seja significativa, o desvio padrão nesses dois gêneros indica uma maior variação tamanho de DAP para *Himatanthus* na Grota, e para *Annona* novamente no Tabuleiro.

Além da diferença nos DAP médios, também foram encontradas diferenças na área basal por hectare (ABs). A Grota, mesmo com menor número de indivíduos amostrados, teve o maior valor de ABs (22,75 m²/ha) quando comparada à Rebrotas (19,50 m²/ha) e ao Tabuleiro (14,70 m²/ha). O teste de Kruskal-Wallis indicou uma diferença significativa entre as ABs entre as fitofisionomias (p = 0,0000009), o teste de Dunn demonstrou que a diferença é significativa entre o Tabuleiro e os demais habitats. Esse resultado está atrelado ao tamanho de DAP dos indivíduos arbóreos, e sugere diferenças na produção primária das fitofisionomias.

Tabela 3 - Valores de DAP médio (em centímetros) para os gêneros comuns* entre as fisionomias. Desvio padrão entre parênteses.

Gênero	Grota	Rebrota	Tabuleiro
<i>Annona</i>	-	7,13 ($\pm 0,91$)	7,41 ($\pm 3,23$)
<i>Apeiba</i>	7,25 ($\pm 2,43$)	4,43 ($\pm 1,55$)	-
<i>Cocoloba</i>	-	8,72 ($\pm 2,93$)	5,92 ($\pm 2,08$)
<i>Eschweilera</i>	10,68 ($\pm 8,46$)	4,50 ($\pm 2,63$)	-
<i>Eugenia</i>	6,88 ($\pm 3,57$)	4,38 ($\pm 1,51$)	3,92 ($\pm 0,29$)
<i>Himatanthus</i>	8,01 ($\pm 4,83$)	8,22 ($\pm 2,10$)	6,60 ($\pm 1,28$)
<i>Myrcia</i>	7,37 ($\pm 1,71$)	5,04 ($\pm 1,18$)	4,09 ($\pm 0,98$)
<i>Ocotea</i>	6,61 ($\pm 2,18$)	3,63 ($\pm 1,81$)	4,55 ($\pm 1,47$)
<i>Swartzia</i>	6,84 ($\pm 2,01$)	5,99 ($\pm 1,30$)	5,29 ($\pm 1,24$)

* Para os gêneros com número de indivíduos suficiente para gerar uma média em no mínimo duas fitofisionomias.

Com relação à altura de dossel, a diferença foi significativa entre as fisionomias (Kruskal-Wallis $p = 0,0000002$), onde a Grota teve as maiores alturas registradas (Figura 6). Sua média de altura de dossel foi de 12,65 m ($\pm 2,23$), significativamente maior em comparação com a Rebrota (7,65 m $\pm 1,38$) e o Tabuleiro (6,80 m $\pm 2,11$) de acordo com o teste de Dunn (Figura 7).

A abertura de dossel (luminosidade) também foi significativamente diferente (Kruskal-Wallis $p = 0,03$) entre as fisionomias. A abertura de dossel média do Tabuleiro foi de 34,73% ($\pm 21,49$), enquanto a Grota e a Rebrota apresentaram aberturas de dossel médias (15,2% $\pm 14,60$ e 15,3% $\pm 12,48$, respectivamente (Figura 8). Nesse caso, o teste de Dunn identificou que o Tabuleiro teve o dossel significativamente mais desconectado (aberto) que os demais habitats (Figura 9).

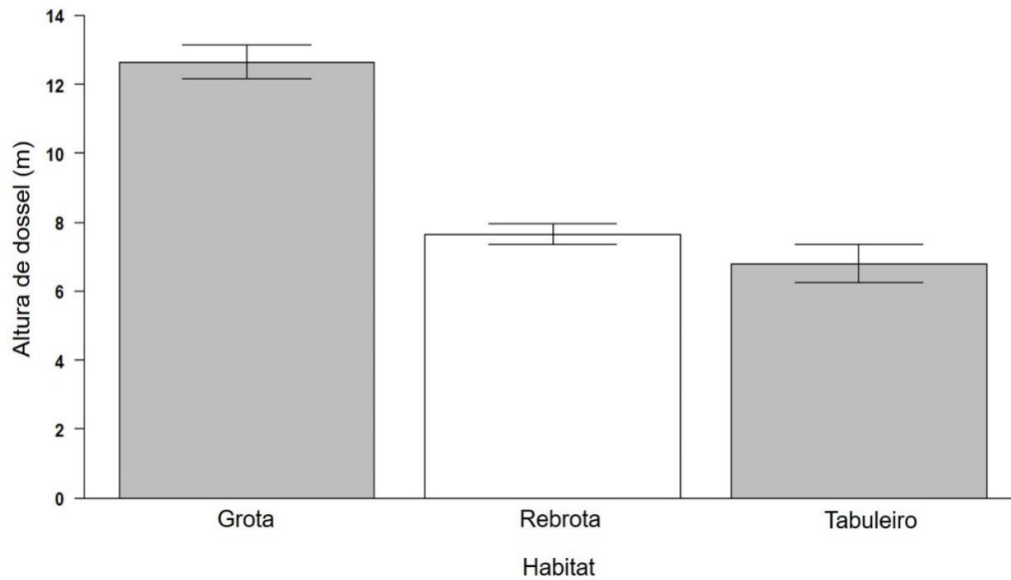


Figura 6. Alturas médias de dossel (e desvio padrão) dos habitats da Fazenda Rio Fundo.

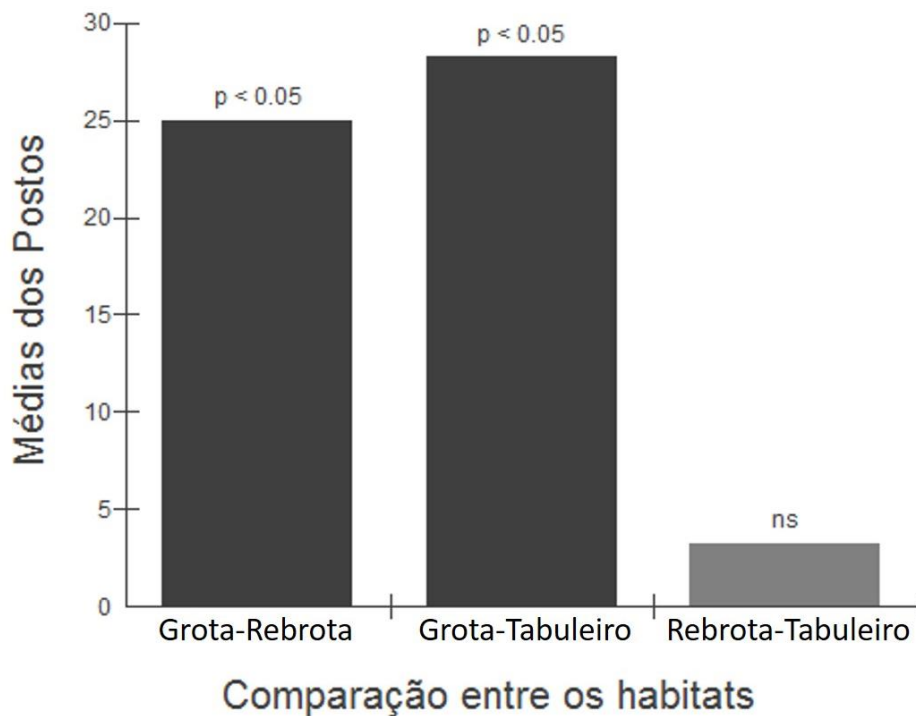


Figura 7. Gráfico do *post-hoc* Teste de Dunn: análise comparativa entre os postos médios (barras) da altura de dossel, calculados pelo Kruskal-Wallis, dos habitats da FRF.

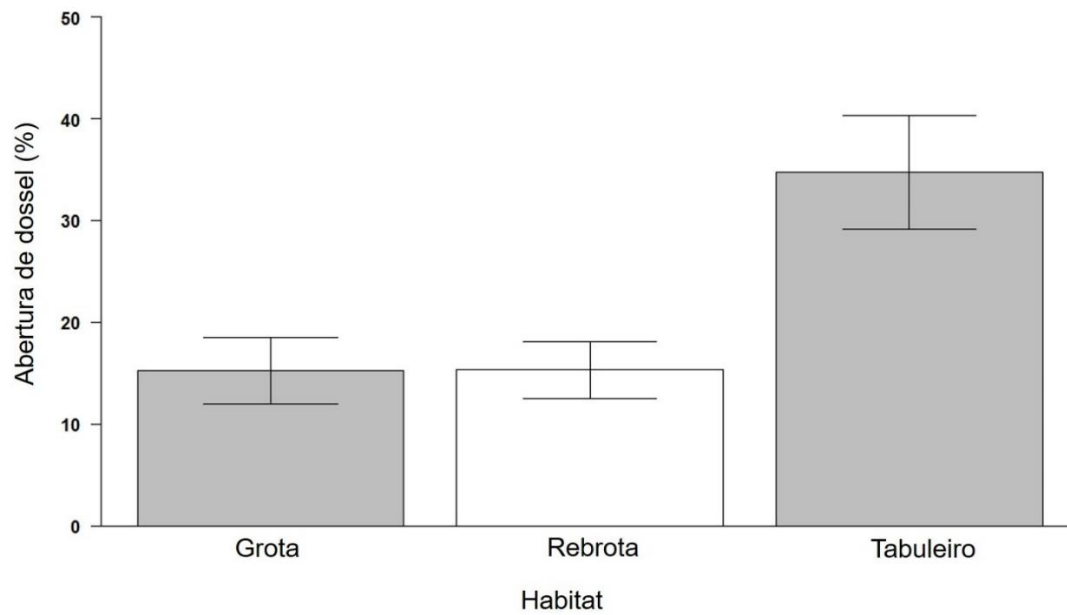


Figura 8. Porcentagens médias de abertura de dossel (e desvio padrão) dos habitats da Fazenda Rio Fundo.

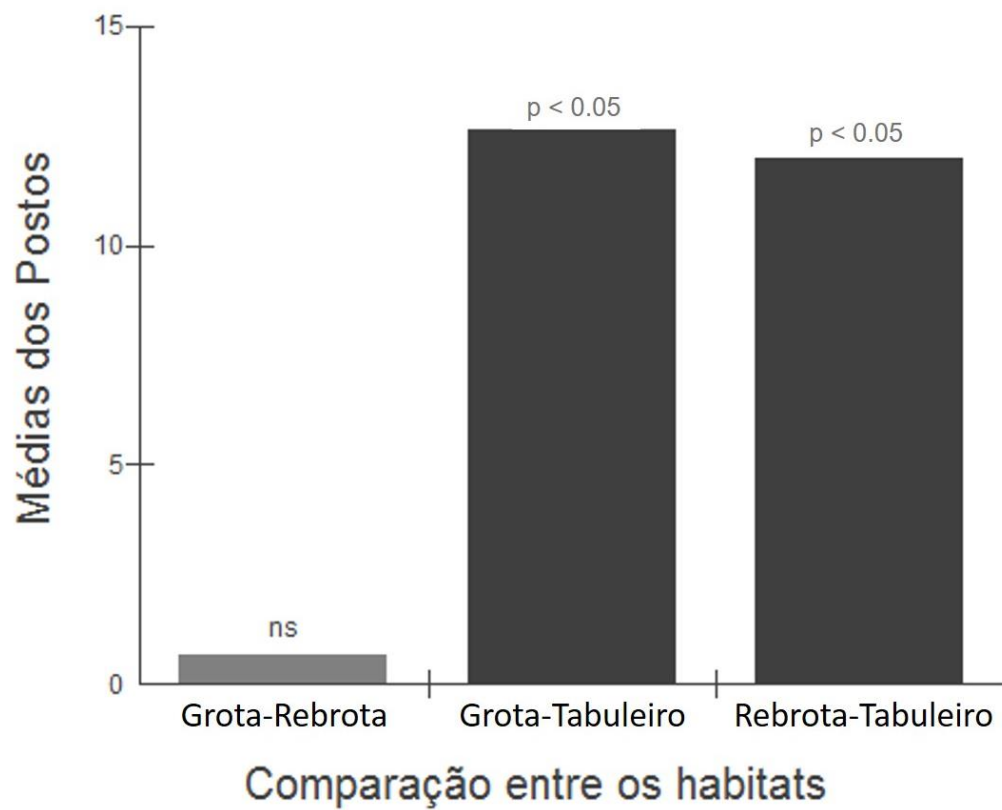


Figura 9. Teste *post-hoc* de Dunn: análise comparativa entre os postos médios (barras) da abertura de dossel, calculados pelo Kruskal-Wallis, dos habitats da FRF.

Parâmetros populacionais de mamíferos

No total, foram percorridos 401 km de trilhas, aproximadamente 100 km por transecto e registradas 96 observações de mamíferos durante o censo. Essas observações correspondem a 13 espécies de mamíferos, das quais nove foram de visualização realizada durante o censo, enquanto as outras quatro espécies através de vestígios, como fezes e pegadas, e/ou visualizações fora do censo (Tabela 4). A espécie com maior número de registros foi *Dasyprocta* sp. ($n = 29$), seguida de *Callicebus coimbrai* ($n = 27$), *Callithrix jacchus* ($n = 21$) e *Sapajus xanthosternos* ($n = 11$). Juntos, o número de registros dessas espécies corresponde a 92% das observações realizadas.

Apesar das espécies de cutia (*Dasyprocta* spp.) serem tipicamente solitárias, é possível encontrá-las aos pares (Emmons 1990). No presente estudo houveram alguns avistamentos de dois indivíduos juntos, possivelmente mãe e filhote, resultando em uma média de 1,13 ind. $\pm 0,35$. Porém, como a maioria dos avistamentos foi de indivíduos solitários ($n = 25$), desconsideramos essa média para a estimativa de densidade. Por outro lado, para as espécies de primatas, tipicamente grupais, adotamos o número médio de indivíduos avistados, para estimar a abundância de indivíduos. Para *C. coimbrai*, foram visualizados de 2 a 4 indivíduos, com uma média de $2,44 \pm 0,64$. Para *Callithrix jacchus*, de 2 a 10 indivíduos ($4,66 \pm 2,21$).

Uma das características encontradas para o gênero *Sapajus* é de realizar “fissão-fusão” do grupo central, que pode chegar a ter mais de 30 indivíduos, formando subgrupos menores normalmente em momentos de forrageamento (Freese & Oppenheimer 1981; Lynch Alfaro 2007; Nakai 2007). Por esse fator, consideramos os avistamentos de *Sapajus xanthosternos* como de subgrupos, variando entre 2 e 7 indivíduos, obtivemos um tamanho médio de subgrupo de $5,1 \pm 1,81$ indivíduos.

Indivíduos solitários foram observados em todas as espécies de primatas (*C. coimbrai* = 2, *C. jacchus* = 4, *S. xanthosternos* = 1), entretanto, excluímos esses registros para o cálculo de número médio de indivíduos nos grupos dessas espécies. Esses indivíduos foram vistos em cima da trilha, e geralmente se deslocando de forma perpendicular à trilha (se afastando do transecto). Provavelmente estavam próximos do grupo (subgrupo), acompanhando o deslocamento do mesmo, porém distante o suficiente para impossibilitar a visualização de outros indivíduos. Então, considerar os indivíduos solitários subestimaria o tamanho médio de grupo.

Tabela 4 – Lista de mamíferos arborícolas e de médio e grande porte observados entre junho de 2015 e março de 2016 na Fazenda Rio Fundo. O número total de avistamentos de mamíferos, o número de avistamentos a cada 10 km e os tipos de registro: visualização durante o censo (C), fezes (F), pegadas (P), visualização fora do censo (NC).

Ordem/Família/Sp.	Nome comum	Nº de Avistamentos	Abundância /10 km	Tipo de registro
Artiodactyla, Cervidae				
<i>Mazama</i> sp.	Veado	1	0,02	C/P
Carnivora, Canidae				
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus 1766)	Cachorro-do-mato	-	-	P/F
Felidae				
<i>Leopardus</i> sp.	Gato-do-mato	-	-	P
Procyonidae				
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier 1798)	Mão-pelada	-	-	P
Lagomorpha, Leporidae				
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus 1758)	Tapiti	1	-	NC/F
Primates, Callithrichidae				
* <i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus 1758)	Sagui-comum	21	0,52	C/P
Cebidae				
* <i>Sapajus xanthosternos</i> (Wied-Newied 1826)	Macaco-prego-do-peito-amarelo	11	0,27	C
Pitheciidae				
* <i>Callicebus coimbrai</i> (Kobayashi & Languth 1999)	Guigó-de-Coimbra	27	0,67	C/F
Rodentia, Dasyproctidae				
<i>Dasyprocta</i> sp.	Cutia	29	0,72	C
Xenarthra, Bradypodidae				
<i>Bradypus torquatus</i> (Desmarest 1816)	Preguiça-de-coleira	4	0,10	C
Dasypodidae				
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-galinha	1	0,02	C
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus 1758)	Tatu-peba	1	0,02	C
Myrmecophagidae				
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus 1758)	Tamanduá mirim	1	0,02	C
Total		96	2,394	

* Número de avistamentos de sub/grupos.

As maiores taxas de abundância, equivalente a número de avistamentos a cada 10 km, foram registradas para *Dasyprocta* sp. (0,72) e *Callicebus coimbrai* (0,67) (Tabela 6). A partir da média de indivíduos por grupo e do número de avistamentos/10 km, obtivemos a abundância de indivíduos a cada 10 km para as espécies de primatas. Temos, então, que *C. jacchus* (2,16 ind./10 km) foi considerado o mais abundante, seguido de *C. coimbrai* (1,56 ind./10 km) e *S. xanthosternos* (1,01 ind./10 km). Após essa correção de abundância, *Dasyprocta* sp. passa a ser considerada a terceira em abundância. Esse valor decorre do fato da espécie ser solitária, não tendo seu valor de abundância/10 km alterado (0,72 ind./10 km).

Densidade

Apenas quatro espécies tiveram número de avistamentos suficiente para realizar o cálculo através da fórmula de densidade (Tabela 5). Dentre elas, o sagui teve a maior densidade absoluta estimada (13,36 ind./km²), seguida da cutia (8,67 ind./km²), do guigó (6,30 ind./km²) e do macaco-prego (4,39 ind./km²). Por não fazer projeção de indivíduos não visualizados no censo, este método tende a subestimar as densidades. Porém, devido ao número baixo de registros – mesmo com a quantidade suficiente de quilômetros percorridos – essa estimativa pode ser considerada como adequada à realidade, especialmente para o macaco-prego, devido aos seus requerimentos específicos.

Tabela 5 – Valores da densidade absoluta de mamíferos da Fazenda Rio Fundo. Largura efetiva da trilha (ESW), em metros, calculada com auxílio do DISTANCE; Densidade de grupo ou subgrupo (Dg; grupo/km²); Densidade de indivíduos (Di; ind./km²); e tamanho populacional estimado para a área (N), calculado a partir de Di.

Espécie	Nº de avistamentos	ESW	Dg	Di	N
<i>Callicebus coimbrai</i>	27	16,05	2,70	6,59	53
<i>Callithrix jacchus</i>	21	10,16	3,22	15,04	120
<i>Dasyprocta</i> sp.	29	6,90	-	8,67	69
<i>Sapajus xanthosternos</i>	11	15,90	*0,86	4,39	35

* Subgrupos

A densidade calculada no DISTANCE foi maior que a estimada pela fórmula (Tabela 6), embora tenha mantido a ordem das maiores densidades: sagui (29,11 ind./km²), cutia (13,07 ind./km²) e guigó (12,18 ind./km²). A largura efetiva da trilha foi de 16,05 m para *C. coimbrai*, 10,16 m para *C. jacchus* e 6,90 m para *Dasyprocta* sp. A distância perpendicular mais curta encontrada para *Dasyprocta* sp. é explicada por ser um animal terrestre e sofre interferência do sub-bosque na capacidade de visualização da mesma.

O modelo Half-normal cosseno foi o mais adequado tanto para *C. coimbrai* quanto para *Dasyprocta* sp. (Figuras 10 e 11), enquanto que para *C. jacchus* o mais adequado foi o Half-normal simple polinomial (Figura 12). Os coeficientes de variância foram altos, quando comparados à literatura (o ideal é que seja inferior à 0,20, segundo Cullen Jr. & Rudran (2003), esse resultado é um reflexo do número baixo de avistamentos em relação ao tamanho amostral (401 km).

Tabela 6 – Valores de densidade estimados pelo DISTANCE. Largura efetiva da trilha (ESW), em metros; Valor do Critério de Informação de Akaike (AIC); Densidade de grupo (grupo/km²); Densidade de indivíduos (ind./km²); Tamanho populacional estimado para a área (N); Coeficiente de Variância (CV); e, “Goodness of Fit” (GOF – Chi-p).

Espécie	Modelo (Função)	ESW	AIC	Dg	Di	N	CV	GOF (Chi-p)
<i>C. coimbrai</i>	Half-normal cosseno	16,05	190,95	5,23	12,76	102	0,37	0,033
<i>C. jacchus</i>	Half-normal simple	10,16	34,63	6,42	29,95	239	0,42	0,332
<i>Dasyprocta</i> sp.	Half-normal cosseno	6,90	58,02	-	13,07	105	0,47	0,781

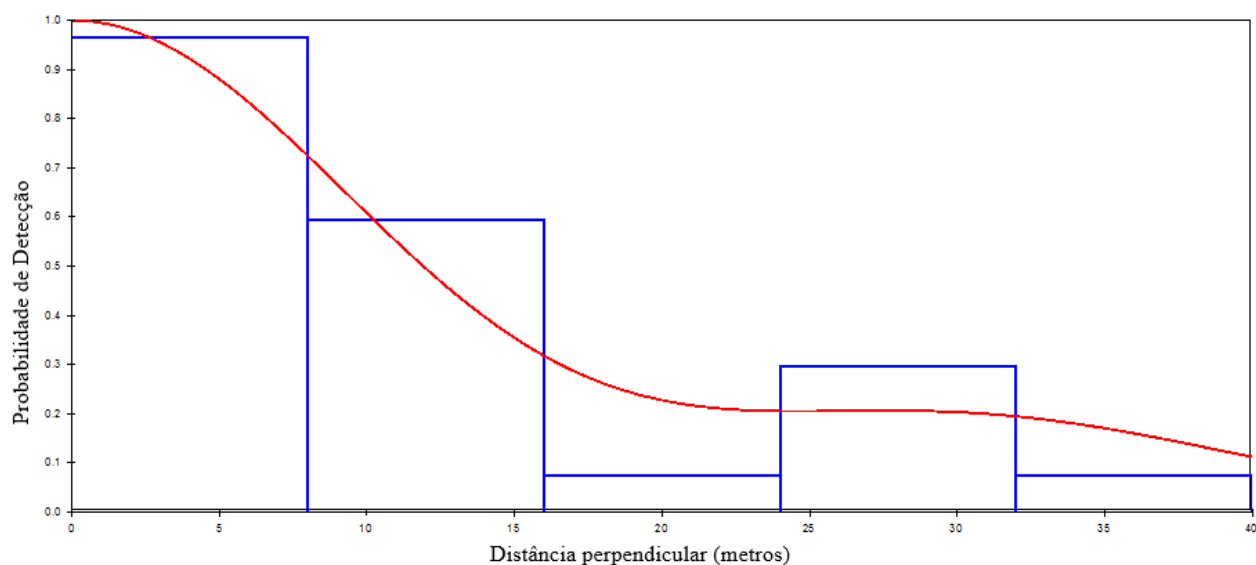


Figura 10. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de *Callicebus coimbrai* na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal cosseno.

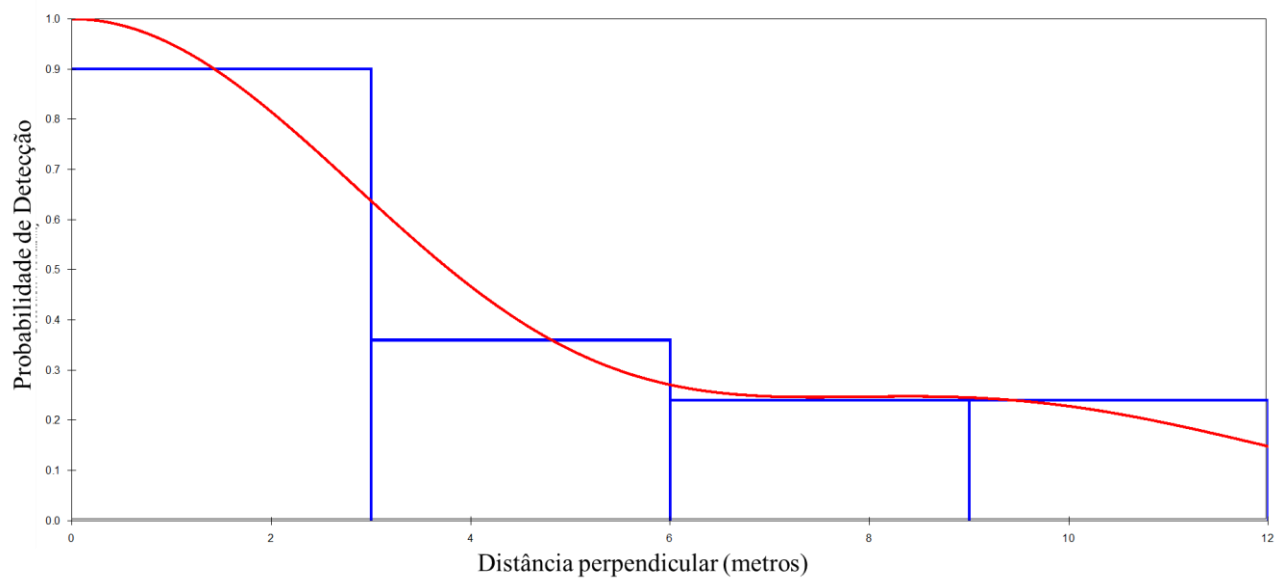


Figura 11. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de *Dasyprocta* sp na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal cosseno.

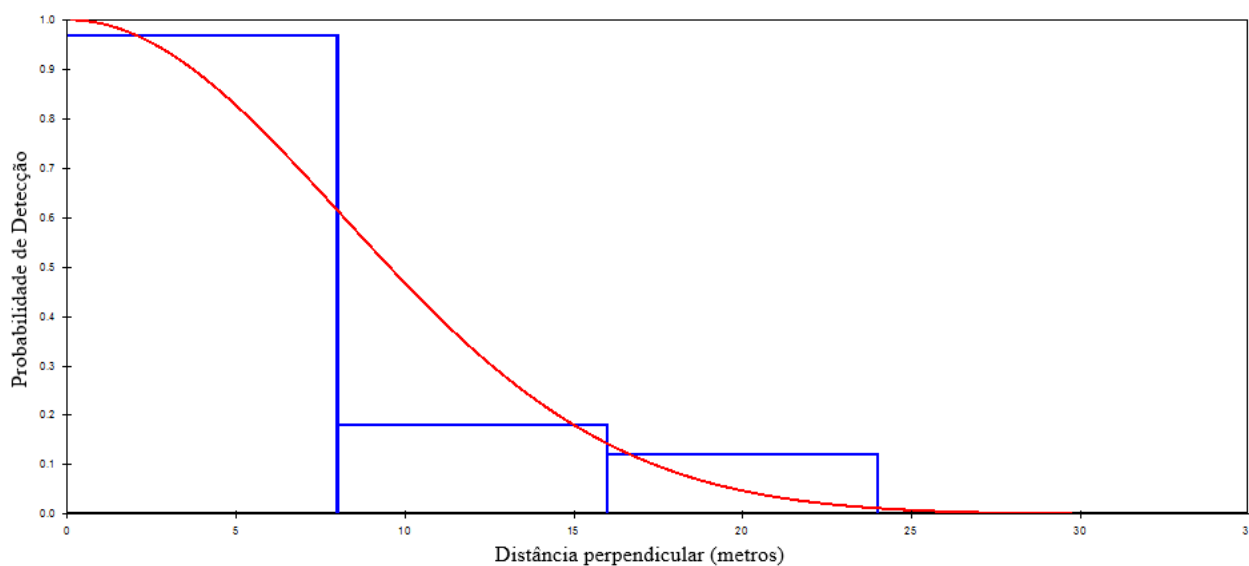


Figura 12. Probabilidade de detecção e distância perpendicular (em metros) dos registros de *Callithrix jacchus* na FRF durante o período do estudo. Modelo de detecção: Half-normal simple polinomial.

Preferência de habitat

A fitofisionomia com maior proporção ao longo dos transectos foi a Grota ($n = 3382$ m; 46%), seguida do Tabuleiro ($n = 2830$ m; 33%) e da Rebrotta ($n = 1753$ m; 21%). De modo geral, a maior parte das visualizações do censo foi registrada na Grota ($n = 54$). De acordo com a análise do teste de Qui-quadrado, houve diferença significativa ($X^2=13,28$; $gl = 2$; $p<0,05$) entre o número de registros de cada espécie e as diferentes proporções de habitat, onde os registros de Tabuleiro ($n = 15$) foram significativamente mais baixos que o valor esperado pelo teste estatístico para a maioria das espécies (Tabela 9).

Foram encontradas diferenças significativas para todos os primatas quando analisados seus números de avistamentos e os habitats relacionados (Tabela 7), com os registros se concentrando na Grota e na Rebrotta. *Sapajus xanthosternos* teve 90% das observações realizadas na Grota; já para *Dasyprocta* sp., não houve diferença significativa no número de registros por habitat (Tabela 7).

Tabela 7 – Número de registros de mamíferos arborícolas e de médio porte da FRF, por habitat, o valor de Qui-quadrado (X^2) e o valor de P.

Espécie	Nº de registros por habitat			X^2	P
	Grota	Rebrota	Tabuleiro		
<i>Callicebus coimbrai</i>	12	12	3	11,01	<0,05
<i>Callithrix jacchus</i>	14	6	1	7,59	<0,05
<i>Dasyprocta sp.</i>	13	9	7	2,08	ns*
<i>Sapajus xanthosternos</i>	10	1	0	9,34	<0,05
Geral**	54	27	15	13,29	<0,05

* Não significativo **Incluídos todos os registros do censo.

DISCUSSÃO

Diversidade vegetal e Estrutura do Habitat

Em termos gerais, foi possível identificar distinções na diversidade florística entre as fitofisionomias da Fazenda Rio Fundo. A Rebrota apresentou o maior valor de diversidade florística e similaridade de espécies quando comparada aos outros dois habitats (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974; Lopes *et al.* 2009; Polisel & Franco 2010). Esse habitat sofre grandes impactos antrópicos, em especial de retirada de madeira, ainda recorrentes (com. pess. especialista local). A constante interferência antrópica impõe modificações à sua estrutura, possibilitando o estabelecimento de um maior número de espécies em diferentes estágios sucessionais (Lopes *et al.* 2009).

A Rebrota provavelmente sofre influência na composição florística dos demais habitats, através da troca de propágulos e sementes (Medeiros *et al.* 2010; Santos-Filho *et al.* 2015). Além disso, como suas condições de solo são melhores do que aquelas encontradas em áreas de Tabuleiro, a disponibilidade de nichos vagos criada pelo efeito da supressão vegetal da área, também possibilitou o aparecimento de espécies que não ocorrem na Grota (maior competição por luminosidade) e nem no Tabuleiro (menor disponibilidade de nutrientes devido ao solo pobre) (Lopes *et al.* 2009; Polisel & Franco 2010). As diferenças na qualidade e tipo do solo, configuração hídrica e de pressão antrópica são, provavelmente, as maiores explicações para a diferença significativa encontrada entre a diversidade do Tabuleiro e dos demais habitats (Santos-Filho *et al.* 2010, 2013).

De acordo com as variáveis estruturais avaliadas, a Grota se destaca como o habitat de maior complexidade ambiental por ter significativamente maior altura de dossel e menor taxa

de abertura de copa (MacArthur & MacArthur 1961; Heck & Wetstone 1977; August 1983). Este habitat também obteve os maiores DAP médios e Área Basal por hectare, parâmetros diretamente proporcionais à produtividade primária (Chave *et al.* 2001).

As áreas de Rebrotas, embora se assemelhem às áreas de Grota em termos de valor de abertura de dossel, apresentam uma média de altura significativamente inferior às encontradas nas áreas de Grota. Outra diferença importante entre esses habitats está no sub-bosque, que se encontra mais desenvolvido na Rebrotas, e na alta presença de indivíduos arbóreos jovens nesse mesmo habitat. O Tabuleiro representa o tipo de habitat mais aberto e de menor altura de dossel, e, portanto, o mais seco dentre os habitats avaliados no presente trabalho, uma vez que a maior abertura de dossel expõe o solo e o ar a uma maior taxa de evapotranspiração (Bezerra *et al.* 2008; Brando *et al.* 2010).

O aumento da complexidade ambiental normalmente está relacionado ao aumento de produtividade de uma determinada área, e também do aumento da diversidade de fauna associada (MacArthur & MacArthur 1961; Dewar 1984; Chave *et al.* 2001). Nas relações de produtividade primária das formações florestais, os aumentos nos índices de produção são positivamente relacionados ao DAP e ABs dos indivíduos arbóreos que compõem tais comunidades vegetais (Chave *et al.* 2001). Florestas maduras, formadas por indivíduos com altos valores de DAP, tendem a apresentar os maiores valores de produtividade primária; e que reflete na produtividade dos demais níveis tróficos, como disponibilidade de recursos (Chave *et al.* 2001; Mittelbach *et al.* 2001).

Podemos inferir, então, que as áreas de Grota apresentam os valores de produtividade primária da FRF, quando comparadas aos demais habitats, devido aos maiores DAP e ABs observados (Chave *et al.* 2001). Aliado a isso, os maiores valores de altura e menores taxas de abertura de dossel auxiliam na manutenção da umidade e disponibilidade de água no solo, nesse tipo de ambiente, assim como descrito por Bezerra *et al.* (2008). As diferenças entre Grota e Rebrotas se referem às características do estágio de sucessão em que cada tipo de habitat se encontra. Enquanto a Mata de Tabuleiro aparenta representar um tipo de fitofisionomia totalmente distinto das demais, uma vez que apresenta diferenças estruturais provavelmente resultantes de variáveis características desse tipo de ambiente, como tipo de solo (mais argiloso e rochoso) e disponibilidade de água, por exemplo (Guariguata & Ostetrag 2001).

Parâmetros populacionais de mamíferos

A comunidade de mamíferos registrada na FRF se assemelha aos resultados encontrados em outros estudos realizados em fragmentos relativamente próximos (Chagas *et al.* 2010, Fazenda Trapsa; Rocha 2011, RVS Mata do Junco). Outras espécies encontradas no estudo supracitado – a saber: *Puma concolor*, *Cuniculus paca*, *Hydrochaeris hydrochaeris* – provavelmente ocorrem também na FRF. Apesar de não terem sido visualizadas durante o censo, há relatos de moradores e especialistas locais indicando a presença destes animais – em especial de *C. paca*, que ainda é caçada na região (obs. pess.).

A escassez de registros de algumas espécies já era esperada, seja pela cripticidade comportamental (*B. torquatus*, Chiarello 1998), que dificulta a visualização durante o censo, como pela densidade caracteristicamente baixa (*Mazama* sp. Ferregueti *et al.* 2015; *Tamandua tetradactyla*, Desbiez & Medri 2010) aliada a variação no horário de atividade, que pode ser mais noturno (Montgomery 1985; Emmons 1990). Ainda assim, o número total de avistamentos foi relativamente baixo, levando em consideração o esforço amostral utilizado, especialmente se comparado a outros estudos da região (Chagas 2009; Rocha 2011).

O tamanho médio de grupo estimado para o *Callicebus* e o *Callithrix* foi menor que o esperado pela literatura (Jerusalinsky *et al.* 2006; Corrêa & Coutinho 2008; Souza-Alves 2010; Ferrari *et al.* 2010; Rocha 2011). Sabe-se que a contagem de indivíduos é limitada durante o censo, o que pode gerar subestimativas de tamanho médio de grupo (Ferrari *et al.* 2010). No caso do *Sapajus*, apesar da média de ind./subgrupo ser menor que a esperada (Fragaszy *et al.* 2004), existem variações no número de indivíduos nos subgrupos, sendo que outros autores encontraram médias parecidas ao presente trabalho (*e.g.* 4,5 ind./grupo Bastos 2009; 3,5 ind./grupo Chagas 2009).

Densidade

As estimativas de densidades populacionais neste trabalho se encaixam dentro das variações observadas em estudos realizados tanto com as espécies aqui encontradas, como com espécies congêneres (*C. coimbrai* 6,59 – 12,76 ind./km²; *C. jacchus* 15,04 - 29,95 ind./km²; *Dasyprocta* sp. 8,67 – 13,07 ind./km²), e serão detalhadas adiante. Praticamente todas as espécies observadas no presente trabalho são consideradas habitat-generalistas (Emmons 1990). Isso provavelmente reflete a condição geral da área como impactada, com implicações como o comprometimento de ocorrência de um maior número de espécies, assim

como espécies crípticas ou raras. Mesmo assim, a área consegue suportar espécies relativamente grandes, como veados, raposas e capivaras.

Callicebus coimbrai

A densidade reportada para *C. coimbrai* em fragmentos menores de Mata Atlântica, em Sergipe, foi de 22,1 e 28 ind./km² (respectivamente, Fazenda Trapsa e RVS Mata do Junco – Chagas & Ferrari 2011; Rocha 2011), quando utilizado o DISTANCE. Porém, Ferrari *et al.* (2010) comentam que a densidade de *Callicebus* observada na Trapsa (dados de Chagas 2009) foi provavelmente superestimada pelo *software* DISTANCE, quando comparados os resultados da densidade com outro método de estimativa de distância perpendicular: o método Kelker. A densidade apresentada, utilizando esse método, foi menor (13,11 ind./km²), e mais próximo do encontrado nos dados de monitoramento dos grupos de *C. coimbrai* da Fazenda Trapsa (Chagas 2009; Souza-Alves 2010; Chagas & Ferrari 2011). Como ainda não há monitoramento ecológico de qualquer grupo de guigós na FRF, consideramos a densidade estimada pelo DISTANCE como adequada.

Chagas & Ferrari (2011) explicam que a densidade encontrada em seu trabalho pode ser reflexo da presença do macaco-prego-do-peito-amarelo, um potencial competidor e eventual predador do guigó (ver Sampaio & Ferrari 2005). Essa relação possivelmente explicaria, em parte, uma maior densidade encontrada por Rocha (2011), dado que não ocorre *S. xanthosternos* no RVS Mata do Junco. Entretanto, Hilário (2013) não encontrou correlação de exclusão competitiva entre a densidade dessas espécies, ao comparar as densidades em 22 fragmentos de Sergipe e da Bahia, sugerindo que essa competição não é intensa. Ainda assim, pode ocorrer uma influência com alteração na escolha do habitat em detrimento da presença do *S. xanthosternos*, conforme será explorado mais adiante (ver seção *Sapajus xanthosternos*, a seguir).

Bernardo & Galleti (2004) encontraram uma densidade três vezes menor que a encontrada por Costa *et al.* (2012) para o *C. nigrifrons*, em áreas com tamanhos semelhantes, bem como comunidades de mamíferos equivalentes (Tabela 8). Essa diferença pode ser resultante de diferenças metodológicas, já que Bernardo & Galleti (2004) mediram a distância perpendicular do centro do grupo, além de calcular uma distância perpendicular para todas as espécies, enquanto Costa *et al.* (2012) mediram o primeiro animal avistado. Chiarello (2000) encontrou variações de densidade para *C. personatus* em fragmentos de tamanho igual ou equivalente. Então, as relações ecológicas ou fatores intrínsecos (como biomassa), sozinhos,

podem não explicar completamente as densidades observadas. Sendo assim, as diferenças nas abordagens metodológicas, características das áreas de estudo, seus processos históricos e as relações ecológicas resultantes devem exercer forte influência sobre as densidades estimadas e, portanto, também devem ser considerados em análises futuras.

Tabela 8 – Densidade e abundância relativa de *Callicebus coimbrai* (a cada 10 km) do presente estudo comparada com outros estudos na Mata Atlântica.

Gênero/Espécie	Abund./ 10km	Densidade (ind./km ²)	Área do estudo	Tamanho (km ²)	Referência
<i>Callicebus</i>					
<i>C. coimbrai</i>	2,2	22,1	Fazenda Trapsa – SE	3,5	Chagas & Ferrari 2011
<i>C. coimbrai</i>	-	28,6	RVS Mata do Junco – SE	9	Rocha 2011
<i>C. coimbrai</i>	0,67	12,76	Fazenda Rio Fundo – SE	8	Presente estudo
<i>C. nigrifrons</i>	0,56	3,5	Mata São José – SP	2,3	Bernardo & Galetti 2004
<i>C. nigrifrons</i>	-	23,83	Serra de Santo Antônio – MG	3,2	Costa <i>et al.</i> 2012
<i>C. personatus</i>	1,23	7,58	Reserva Florestal Linhares – ES	218	Chiarello 1999/2000
<i>C. personatus</i>	1,66	10,23	Reserva Biológica Sooretama – ES	242	Chiarello 1999/2000
<i>C. personatus</i>	0,22	1,26	M7/317 – ES	2	Chiarello 1999/2000
<i>C. personatus</i>	1,02	6,45	Puriti – ES	2	Chiarello 1999/2000
<i>C. personatus</i>	-	9,4	Fazenda Forno Grande – ES	73	Passamami 2008

Callithrix jacchus

Na FRF a densidade de *C. jacchus* pode ser considerada intermediária (29,95 ind./km²), tanto especificamente para com os resultados encontrados em outras áreas de Sergipe (Chagas & Ferrari 2011; Rocha 2011), como para populações de espécies congêneres de Mata Atlântica (*e.g.* Chiarello 1999/2000; Costa *et al.* 2012) (Tabela 9). No entanto, uma diferença foi percebida ao comparar as densidades encontradas para essa espécie em Sergipe. Na Fazenda Trapsa, a população de saguis teve uma densidade de 4,2 ind./km² (Chagas & Ferrari 2011), menor que a média esperada para um animal desse tamanho e peso (Stevenson & Rylands 1988); enquanto na RVS Mata do Junco, a densidade de saguis foi de 48,6 ind./km² (Rocha 2011). Ao contrário do *Callicebus*, a baixa densidade de *C. jacchus* é certamente influenciada pela presença do *S. xanthosternus* na Fazenda Trapsa, devido a exclusão

competitiva e uma maior possibilidade de predação (Albuquerque *et al.* 2014; Hilário & Ferrari 2015).

Tabela 9 - Densidade e abundância relativa de *Callithrix jacchus* (a cada 10 km) do presente estudo comparada com outros estudos na Mata Atlântica.

Gênero/Espécie	Abund./ 10km	Densidade (ind./km ²)	Área do estudo	Tamanho (km ²)	Referência
<i>Callithrix</i>					
<i>C. aurita</i>	0,56	3,5	Mata São José – SP	2,3	Bernardo & Galetti 2004
<i>C. aurita</i>	-	14,76	Serra de Santo Antônio – MG	3,2	Costa <i>et al.</i> 2012
<i>C. flaviceps</i>	-	40,4	Fazenda Forno Grande – ES	73	Passamami 2008
<i>C. geoffroyi</i>	2,16	37,82	Reserva Florestal Linhares– ES	218	Chiarello 1999/2000
<i>C. geoffroyi</i>	1,81	31,82	Reserva Biológica Sooretama– ES	242	Chiarello 1999/2000
<i>C. geoffroyi</i>	1,05	18,48	Reserva Biológica CV – ES	24	Chiarello 1999/2000
<i>C. geoffroyi</i>	1,05	2,62	Reserva Biológica CG – ES	15	Chiarello 1999/2000
<i>C. geoffroyi</i>	-	3,84	M7/317 – ES	2	Chiarello 1999/2000
<i>C. jacchus</i>	0,4	4,2	Fazenda Trapsa – SE	3,5	Chagas & Ferrari 2011
<i>C. jacchus</i>	-	48,6	RVS Mata do Junco – SE	9	Rocha 2011
<i>C. jacchus</i>	0,52	29,95	Fazenda Rio Fundo – SE	8	Presente estudo

Os parâmetros ambientais que mais influenciam na densidade de saguis, apontados por Hilário & Ferrari (2015), se referem à presença de um sub-bosque denso e de macacos-prego (ou demais predadores) na área. Conforme esperado, dada a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo, a densidade da população de saguis da FRF (29,95 ind./km²) foi menor do que o observado na RVS Mata do Junco. Entretanto, a densidade de saguis na FRF foi mais de sete vezes maior que a encontrada na Fazenda Trapsa. Essa variação pode ser um reflexo das diferenças em termos de grau de ameaça dessas áreas e da diversidade de microambientes, uma vez que a preferência pelo uso de habitat por *S. xanthosternos* (presente trabalho) favorecem *C. jacchus* a manter uma densidade intermediária na Fazenda Rio Fundo.

Altas taxas de fragmentação e redução do habitat, como a observada na Fazenda Trapsa (Chagas & Ferrari 2011), aumentam o nível de exposição dos primatas a predadores (Kierulff *et al.* 2005). Adicionalmente, esses mesmos fatores podem reduzir a disponibilidade de frutos na área como um todo (Primack & Rodrigues 2001; Krebs 2009), aumentando a possibilidade

de predação por parte dos macacos-prego, visto seu potencial de predação de mamíferos de pequeno e médio porte (Sampaio & Ferrari 2005; Suscke 2009; Albuquerque *et al.* 2014).

Sapajus xanthosternos

As densidades populacionais de espécies do gênero *Sapajus* podem apresentar grandes variações, sendo influenciadas por fatores como o tamanho da área, a disponibilidade de frutos e a existência e intensidade de pressão de caça na área (Peres 1993; Ludwig *et al.* 2005; Suscke 2009; Beltrão-Mendes 2015). Na Reserva Biológica Poço das Antas (50 km²) no Rio de Janeiro, por exemplo, foi observada uma densidade de 66,2 ind./km² para a população local de *S. nigrinus* (Araújo *et al.* 2008). Contudo, as densidades registradas para macacos-prego-do-peito-amarelo geralmente são menores e variam entre 3,7 e 7,1 ind./km² (Kierulff *et al.* 2005; Ferrari *et al.* 2010; Tabela 10). Nesse contexto, a densidade de macacos-prego observada na FRF (4,39 ind./km²) está dentro do esperado.

Tabela 10 - Densidade e abundância relativa de *Sapajus xanthosternos* (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.

Gênero/Espécie	Abund./ 10km	Densidade (ind./km ²)	Área do estudo	Tamanho (km ²)	Referência
<i>Sapajus</i>					
<i>S. nigrinus</i>	3,92	24,5	Mata São José – SP	2,3	Bernardo & Galetti 2004
<i>S. nigrinus</i>	-	7,71	Serra de Santo Antônio – MG	3,2	Costa <i>et al.</i> 2012
<i>S. nigrinus</i>	1,15	66,2	Reserva Biológica PA – RJ	50	Araújo <i>et al.</i> 2008
<i>S. nigrinus</i>	0,44	34,0	Reserva Biológica União – RJ	29	Araújo <i>et al.</i> 2008
<i>S. robustus</i>	2,47	25,76	Reserva Florestal Linhares – ES	218	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	1,51	15,80	Reserva Biológica Sooretama – ES	242	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	1,05	11,01	Reserva Biológica CV – ES	24	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	0,60	6,25	Reserva Biológica CG – ES	15	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	2,19	21,36	M7/317 – ES	2	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	1,23	11,45	Puriti – ES	2	Chiarello 1999/2000
<i>S. robustus</i>	-	8,02	Reserva Natural Vale – ES	218	Martins 2010
<i>S. xanthosternos</i>	0,62	1,10*	Complexo Serras L. e J. – BA	160	Bastos 2009
<i>S. xanthosternos</i>	0,9	7,1	Fazenda Trapsa – SE	3,5	Ferrari <i>et al.</i> 2010
<i>S. xanthosternos</i>	-	4,4	REBIO Una – BA	187	Kierulff <i>et al.</i> 2005
<i>S. xanthosternos</i>	-	4,3	PESC – BA	92	Kierulff <i>et al.</i> 2005
<i>S. xanthosternos</i>	-	3,7	Michelin – BA	130	Kierulff <i>et al.</i> 2005
<i>S. xanthosternos</i>	-	3,8	Mangue do Cabeço – SE	4	Beltrão-Mendes 2015
<i>S. xanthosternos</i>	0,27	4,39	Fazenda Rio Fundo – SE	8	Presente estudo

Apesar da grande variação observada no tamanho de grupos em macacos-prego, geralmente grupos com poucos indivíduos são observados em ambientes com limitações em termos de espaço e/ou disponibilidade de recurso alimentar (Brown & Zunino 1990; Lynch-Alfaro 2007). Levando em conta as características do fragmento da FRF e a estimativa obtida de uma população composta por apenas 35 indivíduos, podemos presumir que existam poucos grupos na área. Sendo assim, os registros obtidos dessa espécie dependeram do avistamento de poucos subgrupos nas porções de suas áreas de vida que foram contempladas pelos transectos.

As densidades populacionais registradas para *S. xanthosternos* são relativamente baixas, o que é apontado como um provável reflexo dos impactos sofridos pela Mata Atlântica, bioma no qual se insere a maior parte da área de distribuição da espécie (Kierulff *et al.* 2005; Rylands *et al.* 2005). Este cenário se agrava pela espécie apresentar preferências por ambientes melhor estruturados, aliado à pouca capacidade de sobreviver em fragmentos menores que 150 ha (Freese & Oppenheimer 1981; Chagas 2009; Beltrão-Mendes *et al.* 2011; Flesher 2015). Aliado a isso, os parâmetros populacionais e ecológicos de macacos-prego podem ser fortemente influenciados pela disponibilidade de frutos (Suscke 2009), sendo que áreas pequenas, com baixa disponibilidade e elevada sazonalidade de frutos podem resultar em baixas densidades populacionais (Izar 2004). Essas condições devem estar alinhadas ao atual cenário de fragmentação e perturbação dos remanescentes de Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009; Canale *et al.* 2012).

Dasyprocta sp.

A densidade encontrada para *Dasyprocta* sp. (13,07 ind./km²) também está dentro da amplitude apresentada na literatura (Tabela 11). A maior densidade registrada é de 24,54 ind./km² (Chiarello 2000) e a menor 0,13 ind./km² (Araújo *et al.* 2008). Por serem animais altamente cinegéticos (Redford & Robinson 1987), a densidade das cutias varia muito conforme a intensidade de caça nas áreas em que ocorrem. Chiarello (2000), em seu trabalho, verificou as menores densidade para *D. leporina* na área da Reserva Biológica Córrego Grande (CG; 0,95 ind./km²) e da Reserva Biológica de Sooretama (RBS; 4,85 ind./km²) ambas localizadas no Espírito Santo e cuja pressão de caça é moderada e alta, respectivamente. Quando comparamos com as densidades dos outros fragmentos de tamanhos

equivalentes estudados por esse autor (Tabela 11), podemos perceber a grande diferença nas densidades, e, especialmente para RBS, onde o tamanho do fragmento certamente abrigaria uma população maior. Não coincidentemente, o fragmento com maior densidade, Reserva Florestal Linhares – ES (24,54 ind./km²), possui a menor pressão de caça.

Tabela 11 - Densidade e abundância relativa de *Dasyprocta* sp. (a cada 10 km) comparada com outros estudos na Mata Atlântica.

Gênero/Espécie	Abund./ 10km	Densidade (ind./km ²)	Área do estudo	Tamanho (km ²)	Referência
Rodentia					
<i>Dasyprocta</i>					
<i>D. leporina</i>	0,7	3,4	PES Ilha do Cardoso – SP	111	Bernardo 2004
<i>D. leporina</i>	0,30	0,13	Reserva Biológica PA – RJ	50	Araújo <i>et al.</i> 2008
<i>D. leporina</i>	0,22	0,09	Reserva Biológica União – RJ	29	Araújo <i>et al.</i> 2008
<i>D. leporina</i>	6,01	24,54	Reserva Florestal Linhares – ES	218	Chiarello 1999/2000
<i>D. leporina</i>	1,97	4,82	Reserva Biológica Sooretama – ES	242	Chiarello 1999/2000
<i>D. leporina</i>	3,46	17,27	Reserva Biológica CV – ES	24	Chiarello 1999/2000
<i>D. leporina</i>	0,30	0,95	Reserva Biológica CG – ES	15	Chiarello 1999/2000
<i>D. prymnolopha</i>	0,44	-	Usina Serra Grande – AL	80	Fernandes 2003
<i>Dasyprocta</i> sp.	0,72	13,07	Fazenda Rio Fundo – SE	8	Presente estudo

No entanto, outros fatores também são importantes ao analisar as densidades encontradas para o gênero. Jorge *et al.* (2005) em seu estudo na Estação de Pesquisa Pinkaiti (~100 km²), na Amazônia, encontraram tanto diferenças sazonais na densidade de *D. leporina*, quanto ao longo dos três anos de estudo. A densidade variou de 37 ind./km², na estação seca, a 17 ind./km² na estação chuvosa; descreveram também uma diminuição na densidade ao longo do período amostral [1997-1998: 61 ind./km² (seca) e 20 ind./km² (chuva); 1998-1999: 37 ind./km² (seca) e 17 ind./km² (chuva)]. Os autores relacionaram essas flutuações à disponibilidade de recurso (frutos) diferenciado entre estações e ao longo dos

anos e no caso da sazonalidade, o efeito pode ter sido indireto. Com a ausência de frutos, os quatis (*Nasua narica*), que não conseguem abrir frutos das castanheiras (*Bertholletia excelsa*, *Attalea* spp.), passam a ter uma dieta mais carnívora, o que inclui filhotes de cutias (Smythe 1978). O efeito anual, foi uma resposta retroativa à menor disponibilidade de frutos e sementes em 1997, impondo declínio à população.

Além disso, Jorge *et al.* (2005) encontraram também uma diferença nas densidades entre fragmentos com e sem a presença das castanheiras, e verificaram uma densidade menor nos sítios sem as castanheiras (23 ind./km² para seca; 9 ind./km² para chuva). Adicionalmente, verificaram que as áreas de vida foram maiores nas áreas sem as castanheiras, sugerindo que as cutias precisam de uma maior área de forrageamento para encontrar o alimento, na ausência das castanheiras, o que reforça a importância delas para a dieta desses animais.

Na área do presente estudo, a densidade de *Dasyprocta* sp. foi intermediária, com relação ao encontrado para a Mata Atlântica que é, de um modo geral, menor do que as densidades encontradas na Floresta Amazônica. A alta fragmentação e alta pressão cinegética na Mata Atlântica parece ser o fator principal dessa disparidade. Embora possuam bastante plasticidade ecológica (Robinson & Redford 1986), as pressões de supressão vegetal (corte seletivo) podem diminuir os recursos disponíveis. Aliado a isso, a preferência cinegética é um grande fator de redução das populações de *Dasyprocta* sp. na Mata Atlântica (Araújo *et al.* 2008).

A disponibilidade de frutos de palmeira e de frutos de espécies da família Lecythidaceae, na FRF, devem favorecer a manutenção de uma densidade intermediária na área, visto a eficiência no uso desse tipo de recurso pelo gênero (Jorge *et al.* 2005; Santos 2005; Cid *et al.* 2013). Essa relação pode, inclusive, influenciar na dispersão e colonização de novos pontos por essas plantas, ao longo do remanescente florestal da FRF, com reflexo no aumento das abundâncias em decorrência da capacidade de dispersão das cutias (Galetti & Morellato 2004).

Preferências de habitat

No presente trabalho os registros de mamíferos concentraram-se nas áreas de Grota, seguido de áreas de Rebrotas. Esse resultado pode ser considerado como esperado, no sentido de que essas áreas apresentam maior diversidade florística e complexidade (ver sessão Diversidade vegetal e estrutura do habitat) e, por conseguinte, produtividade primária,

disponibilidade de estratos verticais (recursos espaciais) que favorecem o forrageamento de espécies arborícolas (Hilário 2011; Hilário & Ferrari 2015) e tendem a dispor de mais recursos alimentares (Chapman 1988). Dessa maneira, esses dois tipos de habitat têm, presumivelmente, condições mais favoráveis àquelas encontradas na Mata de Tabuleiro, sendo capazes de manter densidades maiores de animais. Entretanto, os requerimentos de nicho e relações ecológicas de cada espécie também são importantes, na determinação do padrão de preferências de habitat (Fonseca & Robinson 1990; Silva *et al.* 2001). Sendo assim, é necessária uma avaliação em nível de espécie, considerando tais fatores, para que as densidades populacionais de uma dada área possam ser melhor compreendidas.

Callicebus coimbrai

No presente estudo, *C. coimbrai* foi significativamente mais observado em áreas de Grota e Rebota (n=24) do que em áreas de Tabuleiro (n=3). Essa preferência está relacionada à estrutura do estrato arbóreo (área basal e abertura de dossel), embora também explorem o Tabuleiro, certamente pelo recurso, uma vez que foram encontradas fezes dessa espécie com sementes de *Myrcia* sp. neste habitat (obs. pess.). O número de registros entre Grota e Rebota foi equivalente, e como a maior diferença estrutural entre estes habitats é a altura do dossel, esta variável pode não ser tão relevante visto que essa espécie é conhecida por explorar estratos médios durante o forrageamento (Souza-Alves 2010).

A cobertura de dossel, por fornecer proteção contra predadores (Terborgh 1983; De Luna *et al.* 2010), é mais importante para esse grupo, embora não definitiva, já que a disponibilidade de recurso pode mudar o padrão de exploração da área (Souza-Alves 2010; Chagas *et al.* 2013). Outros estudos também apontam preferências de habitat para *C. coimbrai*, com relação à sua estrutura (área basal, visibilidade ou densidade de sub-bosque) (Souza-Alves 2010; Hilário 2013) onde habitats mais complexos e estruturados fornecem melhores condições de locomoção, forrageamento e proteção contra predadores. A maior complexidade e produtividade primária nas áreas de Grota e Rebota parece ser o ponto chave da diferença do número de registros observados entre os habitats no presente trabalho. Além disso, como árvores mais maduras tendem a produzir um maior número de frutos (Chapman *et al.* 1992) é possível que esses habitats forneçam mais fontes alimentares.

Embora este estudo não tenha avaliado diferenças sazonais na disponibilidade de recurso com reflexos no uso do habitat este também é um fator a ser considerado. A

plasticidade adaptativa a condições de habitats perturbados ou diferenças sazonais no forrageamento e dieta de *Callicebus* é reportada na literatura. A disponibilidade ou escassez de frutos preferenciais influencia mudanças nos itens alimentares (mais frutos ou mais invertebrados na dieta) (Souza-Alves *et al.* 2011; Santos *et al.* 2012), com itens alimentares incomuns, como ovos e de pequenas aves, sendo consumidos em situações oportunistas (Neri 1997; Souza-Alves *et al.* 2011; Vinhas & Souza-Alves 2014). Do mesmo modo, a disponibilidade de recursos ao longo do gradiente temporal e sazonal deve impor à população de *C. coimbrai* da FRF a necessidade de modificar o uso do habitat, sendo utilizado também as áreas de Tabuleiro. No entanto, comparativamente, os dados estatísticos apontam uma preferência de *C. coimbrai* pelos habitats melhor estruturados da Grota e Rebrotas.

Callithrix jacchus

Apesar do aumento na densidade do sub-bosque refletir numa maior abundância de saguis (Hilário & Ferrari 2015), no presente trabalho registramos saguis com frequência significativamente maior em áreas de Grota (n=14) comparado à Rebrotas (sub-bosque mais denso). Esse padrão pode estar relacionado às vantagens de proteção contra predadores, conferidas pelas áreas de Grota. Entretanto, como a principal pressão de predação sofrida pelos saguis é referente a aves raptoras (Ferrari & Ferrari 1990; Ferrari & Beltrão-Mendes 2011), e a abertura de dossel das áreas de Grota e Rebrotas são virtualmente idênticas, essa relação não parece explicar a diferença no número de avistamentos.

Os saguis são primatas ecologicamente plásticos (Stevenson & Rylands 1988; Silva & Monteiro da Cruz 1993). Ao contrário das outras espécies de primatas deste estudo, conseguem sobreviver bem em áreas perturbadas e são adaptados às condições urbanas (Silva & Ferrari 2007; Pereira 2015). Porém, na presença do *Callicebus* e do *Sapajus*, a pressão competitiva e potencial de predação podem influenciar a densidade e talvez sua distribuição (uso do habitat), aqui reportada, mesmo que não tão intensamente quanto na Fazenda Trapsa (Ferrari *et al.* 2003; Chagas & Ferrari 2011; Hilário & Ferrari 2015).

A relação de peso/biomassa (ver Silva *et al.* 2001) parece explicar a maior densidade de *C. jacchus* na FRF quando comparada aos outros primatas. No entanto, não há uma evidência clara para a preferência do habitat Grota, visto que esses animais têm alta flexibilidade ecológica (Stevenson & Rylands 1988; Silva & Monteiro da Cruz 1993). Dito isso, é mais provável que este resultado seja um reflexo da maior capacidade de visualização de saguis,

por parte dos observadores, na Grota em relação à Rebrota do que uma resultante de variáveis ecológicas.

Apenas uma visualização de *C. jacchus* foi registrada no Tabuleiro. Diferentemente dos outros dois habitats, o Tabuleiro tem uma maior abertura de dossel, que resulta no aumento da exposição dos saguis a raptos (Ferrari & Ferrari 1990). Na FRF são encontradas diversas espécies de aves raptoras (A.R. Criscuolo, com. pess.). Portanto, é provável que este habitat seja pouco utilizado e visitado apenas quando há disponibilidade de determinados recursos alimentares (ver Castro 2003) em detrimento da disponibilidade nos outros habitats.

Sapajus xanthosternos

Na Fazenda Rio Fundo os registros de macacos-prego-do-peito-amarelo se concentraram quase que exclusivamente nas áreas de Grota, o habitat melhor estruturado quanto à altura e cobertura de dossel, e Área Basal por hectare. Todavia, sabe-se que macacos-prego possuem alta plasticidade ecológica e comportamental (Fragaszy *et al.* 1990). Isso reflete na ocorrência de populações de *S. xanthosternos* em ambientes abertos como Caatinga e Cerrado ou mesmo em manguezais (Canale *et al.* 2009; Beltrão-Mendes 2015). Sendo assim, o padrão observado na FRF não representa uma limitação ecológica da espécie em explorar áreas de Mata de Tabuleiro ou de Rebrota, mas uma preferência propriamente dita ao ambiente melhor estruturado.

Embora ocupem uma vasta gama de formações florestais, as espécies de macacos-prego tendem a preferir áreas de floresta madura ou primária (Freese & Oppenheimer 1981; Chagas 2009). Essa preferência pode estar ligada à disponibilidade de frutos preferenciais e menor risco de predação, conferidos pela estrutura desse tipo de habitat (Chapman *et al.* 1992; Chagas 2009; Suscke 2009). No entanto, visto que as diversidades florísticas da Grota e Rebrota foram similares, o tipo de recurso alimentar de origem vegetal (frutos, brotos foliares, flores, sementes) pode não representar grandes diferenças entre esses habitats (Chapman *et al.* 1992). Além disso, áreas com sub-bosque mais desenvolvido (Rebrota) fornecem maior variedade de microhabitats e estratos para o forrageamento de invertebrados e pequenos vertebrados (Kaufman *et al.* 1983; Manson & Stiles 1998; Chapman *et al.* 1992; Hilário & Ferrari 2015), desse modo a disponibilidade de recurso alimentar não explica a diferença no número de registros entre Grota e Rebrota.

A diferença significativa entre Grota e Rebrotas consiste em suas características estruturais (altura do dossel e DAP médios) e de sucessão ecológica. Desse modo, é possível que o maior registro de *S. xanthosternus* na Grota esteja relacionado ao padrão locomotor predominantemente quadrúpede desse gênero (Fleagle & Mittermeier 1981), onde árvores mais robustas fornecem melhores condições de locomoção. Como o valor de DAP das árvores tem uma forte correlação com o porte da planta (Chave *et al.* 2001), as áreas de Grota garantem maior disponibilidade de suportes para a locomoção dos macacos-prego, muito embora o uso do habitat possa variar de acordo com a necessidade de fontes alimentares (Suscke 2009).

Dos 11 registros obtidos de *S. xanthosternus* durante o censo na FRF, seis se concentraram nos meses de junho e julho, durante a estação chuvosa, enquanto os demais avistamentos foram registrados cada um num mês distinto. Macacos-prego podem apresentar variações significativas de sua área de uso a depender da variação na distribuição espacial das fontes do principal item alimentar explorado, geralmente frutos (Milton & May 1976; Chapman 1988; Brown & Zunino 1990; Di Bitetti 2001; Suscke 2009). Dessa forma, a concentração dos registros de macacos-prego na estação chuvosa, observada na FRF, provavelmente decorre da variação das áreas de uso dos grupos residentes, em resposta à distribuição de fontes de recursos alimentares na área.

Dasyprocta sp.

Não foram encontradas diferenças significativas quando comparamos os números de avistamentos entre os habitats para *Dasyprocta* sp. Esse resultado sugere que a disponibilidade de recurso para essa espécie está bem distribuída em todos os habitats da FRF. Castanheiras e palmeiras, em geral, são os principais alimentos das cutias, e sua distribuição numa área afeta também a distribuição das mesmas (Jorge *et al.* 2005; Cid *et al.* 2013). Na área do presente estudo foram observados dois gêneros de palmeiras que fornecem alimento para as cutias: *Bactris* e *Syagrus* (Santos 2005; Cid *et al.* 2013).

Foram encontrados oito locais com indícios de alimentação de frutos de palmeiras (*Bactris* e *Syagrus*) por cutias ao longo dos transectos durante a execução do censo: três desses pontos foram em Grota, três em Tabuleiro e dois em Rebrotas. As espécies de palmeira, desses gêneros, podem ser observadas em todas as fitofisionomias da área, porém *Syagrus* é

mais comum em áreas de Grota, enquanto que *Bactris* é mais abundante em áreas de Rebrota e Tabuleiro (obs. pess.).

A cutias são extremamente importantes na dispersão de sementes por terem o comportamento de enterrá-las. Algumas espécies de plantas parecem depender quase exclusivamente delas para a dispersão de suas sementes (Galetti & Morellato 2004). Mesmo sendo territorialistas, o recurso alimentar parece ser o maior determinante ecológico de sua distribuição e densidade depois da pressão cinegética (Araújo *et al.* 2008; Cid *et al.* 2013). Então, é possível que estes animais modifiquem sua distribuição na FRF de acordo com a ausência ou presença de frutos de *Bactris* e *Syagrus*.

Juntamente com a disponibilidade de recursos alimentares, a presença de predadores pode afetar significativamente as densidades das populações de cutias numa dada área (Brown & Zunino 1990; Chiarello 2000; Jorge *et al.* 2005). As cutias da FRF encontram na área uma gama de predadores em potencial, entre os quais se destacam os predadores terrestres, como jaguatiricas e jaguarundis (Silvestre com. pess.), além da caça por moradores locais. Entretanto, esse fator não parece ser determinante na escolha do habitat.

Implicações para conservação

O tamanho total das populações de mamíferos arborícolas e de médio porte estimadas para a Fazenda Rio Fundo (ver resultados) se encontram inferiores ao mínimo proposto na literatura, para uma população viável à longo prazo (Paglia 2003; Reed *et al.* 2003; Kierulff *et al.* 2005). Isso certamente é reflexo do tamanho do fragmento e sua limitada capacidade de suporte (Kierulff *et al.* 2005), além dos processos históricos de perturbação antrópica. No entanto, este fragmento é um dos maiores remanescentes do estado de Sergipe, e abriga uma comunidade de mastofauna importante para o Estado, especialmente em termos de espécies ameaçadas (e.g., *C. coimbrai*, *S. xanthosternos*). A extinção local, particularmente das espécies de grande porte (e.g., *Mazama* sp., *P. concolor*), pode ser um cenário provável a longo prazo, para Sergipe, ao considerarmos a perda de variabilidade genética e suscetibilidade a eventos estocásticos, caso não sejam adotadas estratégias eficientes para a conservação dessas áreas, bem como as demais áreas reconhecidamente importantes para o Estado.

Para mamíferos de grande porte, ou com grandes áreas de vida, um fragmento de 800 ha talvez não seja suficiente para manter uma população viável, ao longo do tempo (Reed *et al.* 2003; Kierulff *et al.* 2005), enquanto para outros mamíferos o isolamento de uma área

pode comprometer a variabilidade genética (Chiarello 1999; Fahrig 2003). Porém, ao considerarmos os fragmentos próximos a FRF (*e.g.* Fazenda Trapsa, Mata dos Mandarin, Mata da Maratá, RPPN Caju), percebe-se que poderia haver fluxo gênico entre as populações, através da migrações e reprodução de indivíduos. Assegurando, desse modo, uma maior variabilidade e viabilidade populacional. Nesse sentido, seria interessante a facilitação do deslocamento de mamíferos entres esses fragmentos, seja através do estabelecimento de trampolins ou corredores ecológicos, ou mesmo através de ações de manejo ativo, como a translocação de indivíduos entre essas áreas. Embora não possa ser considerado um fragmento florestal “ideal”, a FRF representa um importante remanescente de Mata Atlântica para as populações de mamíferos de Sergipe.

CONCLUSÕES

A Fazenda Rio Fundo, apesar do tamanho reduzido e relativo grau de perturbação, abriga uma importante comunidade de mamíferos para o estado de Sergipe. Os resultados aqui apresentados confirmam diferenças significativas entre as formações fitofisionômicas (habitats) deste remanescente, no que diz respeito à estrutura e conseguinte qualidade do habitat. Diferenças na diversidade também foram encontradas, especialmente entre a Mata de Tabuleiro e os demais habitats, embora haja espécies comuns entre eles. Os principais parâmetros de diferenças estruturais entre os habitats foram: (1) Altura de dossel; (2) Abertura de dossel; e, (3) Área Basal por hectare.

As densidades de mamíferos arborícolas e de médio porte estimadas para a FRF se encontram dentro da variação prevista na literatura. Entretanto, as populações totais estimadas desses mamíferos são menores que o tamanho mínimo para uma população viável a longo prazo. A maior parte das observações, com exceção das de *Dasyprocta* sp., foram significativamente mais registradas na fitofisionomia Grotá, indicando uma preferência das espécies pelo habitat melhor estruturado de acordo com os parâmetros estruturais avaliados. Apesar do tamanho corporal/biomassa e outras variáveis fisiológicas imporem limites à densidade de cada espécie, diante do contexto de fragmentação da Mata Atlântica, os parâmetros populacionais parecem ser fortemente regulados pelas interações e requerimentos ecológicos, aliados aos impactos humanos e a qualidade (estrutura) dos habitats remanescentes.

O presente estudo contribui com novas informações acerca das populações de mamíferos arborícolas e de médio porte da Mata Atlântica de Sergipe, no que diz respeito às suas densidades, tamanho populacional e aspectos ecológicos (preferências de habitat). A Fazenda Rio Fundo ainda que de tamanho limitado e relativa perturbação antrópica, quando comparada a outros remanescentes do Brasil, apresenta uma importante comunidade da mastofauna sergipana e requer continuação de estudos populacionais para monitorar sua variação ao longo do tempo. Essas informações permitem inferências sobre o estado de conservação e a qualidade ambiental dos mesmos e são fundamentais para alavancar planos de ação e manejo para conservação e evitar o declínio populacional à longo prazo da mastofauna presente nos remanescentes de Mata Atlântica do estado.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque NM, Silvestre SM, Cardoso TS, Ruiz-Esparza JM, Rocha PA, Beltrão-Mendes R, Ferrari SF. 2014. Capture of a common marmoset (*Callithrix jacchus*) by a capuchin (*Sapajus* sp.) in the Ibura National Forest, Sergipe (Brazil). *Neotrop Primates* 21(2): 218–220.
- Almeida Jr. EB, Olivo MA, Araujo EL, Zickel CS. 2009. Caracterizacao da vegetação de restinga da RPPN de Maracaipe, Pernambuco, com base na fisionomia, flora, nutrientes do solo e lençol freático. *Acta Bot Bras* 23(1): 36-48.
- Almeida Jr EB, Zickel CS. 2012. Análise fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta de restinga no Rio Grande do Norte. *Agrária* 7(2): 286-291.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z* 22(6): 711-728.
- Anderson CS, Cady AB, Meikle DB. 2003. Effects of vegetation structure and edge habitat on the density and distribution of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in small and large forest patches. *Can J Zool* 81: 897–904.
- Araújo RMD, Souza MBD, Ruiz-Miranda CR. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia, Sér Zool* 98(3): 391-396.
- August PV. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6): 1495-1507.
- Bastos LLM. Primatas das Serras das Lontras e Javi: Estado das populações e seu papel na conservação regional da comunidade de primatas no sul da Bahia. 2009. 127 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.
- Beltrão-Mendes R. Plasticidade ecológica e comportamental em ambiente hostil: o manguezal como último refúgio de *Cebus xanthosternos* Wied-Neuwied 1820. 2015. 114 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.
- Beltrão-Mendes R, Cunha AA, Ferrari SF. 2011. New localities and perspectives on the sympatry between two endangered primates (*Callicebus coimbrai* and *Cebus xanthosternos*) in northeastern Brazil. *Mammalia* 75: 103–105.
- Bernardo CSS. Abundância, Densidade e Tamanho Populacional de Aves e Mamíferos Cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. 2004. 152 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, SP.
- Bernardo CSS, Galetti M. 2004. Densidade e Tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Rev Bras Zool* 21(4): 827–832.
- Bezerra BG, Silva BB, Ferreira NJ. 2008. Estimativa da evapotranspiração real diária utilizando-se imagens digitais TM - Landsat 5. *Rev Bras Meteorol* 23(3): 305–317.
- Bobadilla UL, Ferrari SF. 2000. Habitat Use by *Chiropotes satanas utahicki* and Syntopic Platyrrhines in Eastern Amazonia. *Am J Primatol* 50: 215–224.

- Bovendorp RS, Galetti M. 2007. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. *Biol Invasions* 9: 353-363.
- Bowers MA, Matter SF. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *J Mammal* 78(4): 999-1013.
- Brando PM, Goetz SJ, Baccini A, Nepstad DC, Beck PSA, Christman MC. 2010. Seasonal and interannual variability of climate and vegetation indices across the Amazon. *PNAS* 107(33): 14685–14690.
- Brasil, Portaria nº 444 de 17 de Dezembro de 2014. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção". Diário Oficial da União, 18 de Dezembro de 2014, Seção 1.
- Brito A, Ferreira MZ, Mello JM, Scolforo JRS, Oliveira AD, Acewrbí FW. 2007. Comparação entre os métodos de quadrantes e PRODAN para análises florística, fitossociológica e volumétrica. *Rev Cerne* 13(4): 399-405.
- Brown A, Zunino GE. 1990. Dietary variability in *Cebus apella* in Extreme Habitats: Evidence for Adaptability. *Folia Primatol* 54: 187–195.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations, London: Chapman and Hall.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. 2001. Introduction to distance sampling. Oxford: Oxford University Press.
- Canale GR, Guidorizzi CE, Kierulff MCM, Gatto CAFR. 2009. First record of Tool Use by Wild Populations of the Yellow-Breasted Capuchin Monkey (*Cebus xanthosternos*) and New Records for the Bearded Capuchin (*Cebus libidinosus*). *Am J Primatol* 71: 366–372.
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff MCM. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS one* 7(8): e41671. 9p.
- Castro CSS. 2003. Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de sagüis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). *Rev Bras Zool* 20(1): 91-96.
- Cazal CALF. Estrutura da comunidade de lagartos da reserva Gurjau, Pernambuco, Brasil. 2003. 92p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Departamento de Zoologia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE.
- Cerqueira R. 2000. Biogeografia das Restingas. In: Esteves FA, Lacerda LD (Eds), *Ecologia de Restingas e lagoas costeiras*, Macaé, RJ: Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Sócio-Ambiental de Macaé (NUPEM/UFRJ). p. 65-75.
- Chagas RRD. Levantamento das populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 em fragmentos de Mata Atlântica no Sul do estado de Sergipe, Brasil. 2009. 64 p. Dissertação (Mestrado) – Núcleo de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE.
- Chagas RRD, Ferrari SF. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. *Braz J Biol* 71(3): 569-575.

- Chagas RRD, Santos Jr. EM, Souza-Alves JP, Ferrari SF. 2010. Fazenda Trapsa, a refuge of diversity in Sergipe, Northeastern Brazil: a preliminary inventory of terrestrial vertebrates. *Rev Nord Biol* 19(2): 35-43.
- Chagas RRD, Souza-Alves JP, Jerusalinsky L, Ferrari SF. 2009. New records of *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae) from Southern Sergipe, Brazil. *Edentata* 8-10: 21-24.
- Chagas RRD, Santana MM, Souza-Alves JP, Ferrari SF. 2013. Seasonal variation in the diet of *Callicebus coimbrai* (Platyrrhini: Pitheciidae) in the Mata do Junco Wildlife Refuge, northeastern Brazil. In: *Anais do II Congresso Latino Americano e XV Congresso Brasileiro de Primatologia*, Recife, PE.
- Chapman C. 1988. Patterns of Foraging and Range Use by Three Species of Neotropical Primates. *Primates* 29(2): 177-194.
- Chapman C, Chapman LJ, Wingham R, Hunt K, Gebo D, Gardner L. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24(4): 527-531.
- Chave J, Riéra B, Dubois MA. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *J Trop Ecol* 17: 79-96.
- Chiarello AG. 1998. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *J Zool* 246(1): 1-10.
- Chiarello AG. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biol Conserv* 98: 71-82.
- Chiarello AG. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv Biol* 14(6): 1649-1657.
- Chiarello AG, Aguiar LMS, Cerqueira R, Melo FR, Rodrigues FHG, Silva VMF. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção Vol. 2*. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade. p. 681-702.
- Cid B, Oliveira-Santos LGR, Mourão G. 2013. Seasonal habitat use of agoutis (*Dasyprocta azarae*) is driven by the palm *Attalea phalerata* in Brazilian Pantanal. *Biotropica* 45(3): 380-385.
- Corrêa HKM, Coutinho PEG. 2008. Gênero *Callithrix*. In: dos Reis NR, Peracchi AL, Andrade FR (Eds), *Primatas Brasileiros*. Londrina, PR: Technical Books Editora. p. 47-58.
- Costa LP, Leite YLR, Mendes SL, Ditchfield AB. 2005 Mammal Conservation in Brazil. *Conserv Biol* 19(3): 672-679.
- Costa MD, Fernandes FAB, Hilário RR, Gonçalves AV, Souza JM. 2012. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia Sér Zool* 102: 5-10.
- CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/INPE. 2016. Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste (PROCLIMA). Disponível em: <http://proclima.cptec.inpe.br/>. Acessado em: 5 mai. 2016.
- Cullen Jr. L, Bodmer RE, Valladares-Pádua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 137-144.
- Cullen Jr. L, Rudran R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: *Métodos de estudos em biologia da conservação e*

- manejo da vida silvestre. Curitiba, PR: Editora UFPR e Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, p. 169-179.
- De Luna AG, Sanmiguel R, Di Fiore A, Fernandez-Duque E. 2010. Predation and predation attempts on red titi monkeys (*Callicebus discolor*) and equatorial sakis (*Pithecia aequatorialis*) in Amazonian Ecuador. *Folia Primatol*: 81(2): 86-95.
- Desbiez ALJ, Medri IM. 2010. Density and habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. *Edentata* 11: 4-10.
- Dewar R. 1984. Environmental Productivity, Population Regulation and a Carrying Capacity. *Am Anthropol Assoc* 86: 601-614.
- Di Bitetti MS. 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigritus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *J Zool Lond* 253: 33-45.
- Durigan G. 2003. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen JL, Rudran R, Valladares-Pádua C (Orgs), Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Curitiba: UFPR, Fundação Boticário de Proteção à Natureza, p. 455-480.
- Emmons LH. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16(3): 210-222.
- Emmons LH. 1990. Neotropical Rainforest Mammals: a field guide, 2nd Ed, Chicago: The University of Chicago Press, 307 p.
- Fa JE, Purvis A. 1997. Body size, diet and population density in Afrotropical forest mammals: A comparison with Neotropical species. *J Anim Ecol* 66(1): 98-112.
- Fahrig L, Merriam G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34: 487-515.
- Felfili JM, Nascimento ART, Fagg CW, Meirelles EL. 2008. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Rev Bras Bot* 30(4): 611-621.
- Fernandes ACA.. 2003. *Censo de mamíferos em alguns remanescentes de floresta Atlântica no nordeste do Brasil*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, PE.
- Ferrari SF. 2002. Multiple transects or multiple walks? A response to Magnusson (2001). *Neotrop Primates* 10(3): 131-132.
- Ferrari SF, Iwanaga S, Ravetta AL, Freitas FC, Sousa BAR, Souza LL, Costa CG, Coutinho PEG. 2003. Dynamics of primates communities along the Santarém-Cuiabá highway in South-Central Brazilian Amazonian. In: Marsh LK (Ed), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum, p. 123-157.
- Ferrari SF, Beltrão-Mendes R. 2011. Do snakes represent the principal predatory threat to callitrichids? Fatal attack of a viper (*Bothrops leucurus*) on a common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Atlantic Forest of the Brazilian Northeast. *Primates* 52(3): 207-209.

- Ferrari SF, Chagas RRD, Souza-Alves JP. 2010. Line Transect Surveying of Arboreal Monkeys: Problems of Group Size and Spread in a Highly Fragmented Landscape. *Am J Primatol* 72: 1100–1107.
- Ferrari SF, Ferrari MAL. 1990. Predator avoidance behaviour in the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps*. *Primates* 31(3): 323–338.
- Ferreguetti AC, Tomás WM, Bergallo HG. 2015. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *J Mammal* 96(6): 1245–1254.
- Fleagle JG, Mittermeier RA. 1981. Differential Habitat Use by *Cebus apella* and *Saimiri sciureus* in Central Surinam. *Primates* 22(3): 361–367.
- Fletcher KM. 2015. The Distribution, Habitat Use, and Conservation Status of Three Atlantic Forest Monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in an Agroforestry/Forest Mosaic in Southern Bahia, Brazil. *Int J Primatol* 36(6): 1172–1197.
- Fonseca GAB, Robinson JG. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol Conserv* 53: 265–294.
- Fowler CW. 1981. Density dependence as related to life history strategy. *Ecology* 62(3): 602–610.
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Fedigan LM (Eds). 2004. The Complete Capuchin: the biology of the genus *Cebus*, Cambridge: Cambridge University Press, 339 p.
- Fragaszy DM, Visalberghi E, Robinson JG. 1990. Variability and Adaptability in the Genus *Cebus*. *Folia Primatol* 54: 114–118.
- Freese C, Oppenheimer JR. 1981. The Capuchin Monkeys, Genus *Cebus*. In: Coimbra-Filho AF, Mittermeier RA (Eds), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*, v.1, Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, p. 331–390.
- Freitas EB, De-Carvalho BC, Ferrari SF. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatingain northeastern Brazil. *Mammalia* 75(4): 1–5.
- Freitas WK, Magalhães LMS. 2012. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambiente* 19(4): 520–540.
- Galetti M, Giacomini HC, Bueno RS, Bernardo CSS, Marques RM. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol Conserv* 142: 1229–1241.
- Galetti M, Pizo MA, Morellato PC. 2004. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: Cullen L, Rudran R, Valladares-Padua C, *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Ed. Curitiba, PR: UFPR. p. 395–422.
- Gómez H, Wallace RB, Ayala G, Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Stud Neotrop Fauna E* 40(2): 91–95.
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecol and Man* 148: 185–206.
- Heck KL, Wetstone G. 1977. Habitat Complexity and Invertebrate Species Richness and Abundance in Tropical Seagrass Meadows. *J Biogeogr* 4(2): 135–142.
- Hilário RR. Determinantes ambientais da densidade de *Callicebus coimbrai* em fragmentos florestais no Nordeste brasileiro e implicações para a sua conservação. 2013. 124 p.

Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB.

- Hilário RR, Ferrari SF. 2015. Dense understory and absence of capuchin monkeys (*Sapajus xanthosternos*) predict higher density of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Brazilian Northeast. *Am J Primatol* 77(4): 425-433.
- Hubbel SP. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a Tropical dry Forest. *Science* 203(4387): 1299-1309.
- Hutcheson K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Jor Theor Biol* 29: 151-154.
- Izar P. 2004. Female social relationships of *Cebus apella nigrinus* in a southeastern Atlantic forest: An analysis through ecological models of primate social evolution. *Behaviour* 141(1): 71-99.
- Janson CH, Emmons LH. 1990. Ecological structure of the non-flying mammal community at Cocha Cashu, Peru. In: Gentry AH (Ed), *Four Neotropical Rainforests*. New Haven: Yale University Press, p. 314-338.
- Janzen DH. 1971. Seed predation by animals. *Annu Rev Ecol Syst* 2: 465-492.
- Jerusalinsky L, Oliveira MM, Pereira RF, Santana V, Bastos PCR, Ferrari SF. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. *Primate Conserv* 21: 25-32.
- Jorge MS, Peres CA. 2005. Population Density and Home Range Size of Red-Rumped Agoutis (*Dasyprocta leporina*) Within and Outside a Natural Brazil Nut Stand in Southeastern Amazonia1. *Biotropica* 37(2): 317-321.
- Kaufman DW, Peterson SK, Fristik R, Kaufman GA. 1983. Effect of Microhabitat Features on Habitat Use by *Peromyscus leucopus*. *T Am Midl Nat* 110(1): 177-185.
- Kierulff MCM, Mendes SL, Rylands AB. 2015. *Sapajus xanthosternos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T4074A70615251.en>. Acessado em: 9 jul. 2016.
- Kierulff MCM, Santos GR, Canale GR, Carvalho CEG, Cassano CR, Suscke P, Gatto CAFR, Araújo M, Vila-Nova P, Marques AC, Santos PS, Pádua JC. 2005. Plano de Manejo para a conservação do macaco-prego-do-peito-amarelo, *Cebus xanthosternos*. Instituto de Estudos Sócio-ambientais do Sul da Bahia, Ilhéus.
- Krebs CJ. 2009. *Ecology*, 6th ed, Boston: Pearson, p. 655.
- Landim MF, Siqueira ER. 2001. Caracterização Florística e Ecológica da Mata Atlântica de Sergipe. In: Siqueira ER, Ribeiro FE. *A Mata Atlântica de Sergipe*. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju: p. 9-50.
- Lindstedt SL, Miller BJ, Buskirk SW. 1986. Home Range, Time, and Body Size in Mammals. *Ecology* 67(2): 413-418.
- Lopes SF, Vale VS, Schiavini I. 2009. Efeito de queimadas sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal lenhosa do Cerrado sentido restrito em Caldas Novas, GO. *Rev Árvore* 33(4): 695-704.
- Ludwig G, Aguiar LM, Rocha VJ. 2005. Uma Avaliação da Dieta, da Área de Vida e das Estimativas Populacionais de *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) em um Fragmento Florestal no Norte do Estado do Paraná. *Neotrop Primates* 13(3): 12-18.

- Lynch-Alfaro JW. 2007. Subgrouping Patterns in a Group of Wild *Cebus apella nigrinus*. *Int J Primatol* 28: 271–289.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42(3): 594–598.
- Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (Eds). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, 1ª ed, vol II. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas. 1420 p.
- Makarieva AM, Gorshkov VG, Li BL. 2005. Why do population density and inverse home range scale differently with body size? Implications for ecosystem stability. *Ecol Complex* 2: 259–271.
- Manson RH, Stiles EW. 1998. Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos* 82: 37-50.
- Marques M, Costa MF, Mayorga MIO, Pinheiro PRC. 2004. Water environments: Anthropogenic pressures and Ecosystem Changes in the Atlantic Drainage Basins of Brazil. *Ambio* 33(1): 68-77.
- Martins WP. 2010. Densidade populacional e ecologia de um grupo macaco-prego-de-crista (*Cebus robustus*; Kuhl, 1820) na Reserva Natural Vale. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade de Minas Gerais, MG.
- Medeiros DPW, Santos-Filho FS, Almeida Jr. EB, Pimentel RMM, Zickel CS. 2010. Estrutura do componente lenhoso de uma restinga do litoral sul de Alagoas, Nordeste, Brasil. *Rev Bras Geogr Física* 3(3): 155-159.
- Milton K, May ML. 1976. Body weight, diet and home range area in primates. *Nature* 259(5543): 459-462.
- Mittelbach GG, Steiner CF, Scheiner SM, Gross KL, Reynolds HL, Waide RB, Willig MR, Dodson SI, Gough L. 2001. What Is the Observed Relationship between Species Richness and Productivity? *Ecology* 82(9): 2381-2396.
- Mittermeier RA, Gil PR, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamourex J, Fonseca GAB. 2005. Hotspots revisited. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. *Conservação Internacional/CI; Agrupación de Sierra Madre*. 392p.
- MMA. 2010. Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros / Ministério do Meio Ambiente. Orgs: Campanili M, Schaffer WB. Brasília, DF: Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo Mata Atlântica e Pampa. 408 p.
- Montgomery GG. 1985. Movements, foraging and food habits of the four extant species of Neotropical vermilinguas (Mammalia; Myrmecophagidae). In: Montgomery GG (Ed), *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, p. 365–377.
- Moreira LLB. Primatas das Serras das Lontras e Javi: estado das populações e seu papel na Conservação Regional da Comunidade de Primatas no Sul da Bahia. 2009. 127 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.
- Moura ACDA. 2007. Primate group size and abundance in the Caatinga dry forest, Northeastern Brazil. *Int J Primatol* 28(6): 1279-1297.

- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New Jersey: The Blackburn Press, p. 547.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Nakai ES. Fissão-fusão em *Cebus nigratus*: flexibilidade social como estratégia de ocupação de ambientes limitantes. 2007. 97 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Psicologia. Instituto de Psicologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- Neri FM. Manejo de *Callicebus personatus*, Geoffroy 1812, resgatados: Uma tentativa de reintrodução e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva do Patrimônio Natural Galheiro – Minas Gerais. 1997. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- Norris D, Rocha-Mendes F, Marques R, Nobre RA, Galetti M. 2011. Density and spatial distribution of buffy-tufted-ear marmosets (*Callithrix aurita*) in a continuous Atlantic Forest. *Int J Primatol* 32: 811–829.
- Oliver WLR, Santos IB. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-eastern Brazil. *Wildl Preserv Trust Special Sci Rep* 4(1): 126.
- Oliveira NA, Amaral IL. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amaz* 34(1): 21-34.
- Oliveira FF, Ferrari SF, Silva SDB. 2005. Mamíferos não-voadores. In: Carvalho CM, Vilar JC (Eds), Parque Nacional Serra de Itabaiana - levantamento da Biota. Aracaju: IBAMA, Biologia Geral e Experimental (UFS). p.77-91.
- Onderdonk D, Chapman C. 2000. Coping with forest fragmentation: The primates of Kibale National Park, Uganda. *Int J Primatol* 21(4): 587-611.
- Paglia, AP. 2003. Análises de viabilidade populacional: quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da Mata Atlântica do sul da Bahia. In: Prado PI, Landau EC, Moura RT, Pinto LPS, Fonseca GAB, Alger K (orgs.) Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia, 23 p. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VdaC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. 76p. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA.
- Paine CET, Beck H. 2007. Seed predation by Neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88(12): 3076-3087.
- Pardini R, Ditt EH, Cullen Jr. L, Bassi C, Rudran R. 2003. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Cullen Jr. L, Rudran R, Valladares-Padua C (Orgs.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, p181-121.
- Passamani M. 2008. Densidade e tamanho de grupo de primatas na Mata Atlântica serrana do sudoeste do Espírito Santo. *Rev Bras Zool* 10(1): 29-34.

- Pereira AS. Técnicas de forrageio de *Callithrix jacchus* (Callitrichidae, Primates) em duas áreas de Mata Atlântica com diferentes graus de antropização. 2015. Monografia (Graduação em Ecologia) – Departamento de Ecologia. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE.
- Peres CA. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *J Trop Ecol* 9: 259-276.
- Peters RH, Raelson JV. 1984. Relations between individual size and mammalian population density. *T Am Nat* 124(4): 498-517.
- Polisel RT, Franco GADC. 2010. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Juquitiba, SP, Brasil. *Hoehnea* 37(4): 691-718.
- Primack RB, Rodrigues E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina: Editora Planta, p. 327.
- Redford KH, Robinson JG. 1987. The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. *Am Anthropol* 89: 650-667.
- Reed DH, O’Grady JL, Brook BW, Ballou JD, Frankham R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113: 23-34.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142: 1141–1153.
- RMA. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. Orgs: Campanili, M. & Prochnow, M. Brasília. 332 p.
- Robinson JG, Redford KH. 1986. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *Am Nat* 128: 665-680.
- Rocha JCAG. 2011. Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999, na região do refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe. 2011. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Núcleo em Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE.
- Rocha-Mendes F. Efeitos da defaunação na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e predação de sementes na Floresta Atlântica. 2010. Tese (Doutorado em Zoologia) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Instituto de Biociências – Rio Claro, SP.
- Rylands AB, Kierulff MCM, Mittermeier RA. 2005. Notes on the taxonomy and distributions of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana* 6: 97–110.
- Sampaio DT, Ferrari SF. 2005. Predation of an Infant Titi Monkey (*Callicebus moloch*) by a Tufted Capuchin (*Cebus apella*). *Folia Primatol* 76: 113-115.
- Santana BEMM, Rocha MR, Lessa G, Rocha EC, Melo FR. 2008. Densidade, tamanho populacional e abundância dos primatas em um fragmento de Floresta Atlântica em Minas Gerais, Brasil. *Rev Árvore* 32(6): 1109-1117.
- Santos ACJ, Melo JIM. 2010. Flora vascular de uma área de caatinga no estado da Paraíba-Nordeste do Brasil. *Rev Caatinga* 23(2): 32-40.

- Santos AL, Carvalho CM, Carvalho TM. 2013. Importance of forest remnants for Biodiversity Conservation: Case study in the Atlantic Forest of Sergipe through Remote Sensing. *Rev Geogr Acadêmica* 7(2): 58-84.
- Santos EF. Ecologia da cutia *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) em um fragmento florestal urbano em Campinas – SP (Rodentia: Dasyproctidae). 2005. 72 p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro. Rio Claro, SP.
- Santos GP, Galvão C, Young RJ. 2012. The diet of wild black-fronted titi monkeys *Callicebus nigrifrons* during a bamboo masting year. *Primates* 53: 265–272.
- Santos VJ, Zickel CS, Almeida Jr. EB. 2015. Composição estrutural do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta de restinga no Sul da Bahia, Brasil. *Pesq Bot* 68: 257-269.
- Santos Jr. EM. Caracterização dos fragmentos florestais da Bacia do Baixo rio São Francisco em Sergipe e sua implicância para na distribuição e conservação de guigós (*Callicebus* spp.). 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Sergipe.
- Santos-Filho FS, Almeida Jr. EB, Soares CJRS, Zickel CS. 2010. Fisionomias das restingas do Delta do Parnaíba, Nordeste, Brasil. *Rev Bras Geogr Física* 3(3): 218-227.
- Santos-Filho FS, Almeida Jr. EB, Zickel CS. 2013. Do edaphic aspects alter vegetation structures in the Brazilian restinga? *Acta Bot Bras* 27(3): 613-623.
- Santos-Filho FS, de Almeida Jr. EB, Soares CJDRS, Zickel CS. 2015. Flora and Woody Vegetation Structure in an Insular Area of Restinga in Brazil. *Int J Ecol Environ Sci* 41(3-4): 147-160.
- Scherer A, Maraschin-Silva F, Baptista LRM. 2005. Florística e estrutura do componente arbóreo de matas de Restinga arenosa no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Bot Bras* 19(4): 717-726.
- Schmitt RJ, Holbrook SJ. 2003. Mutualism can mediate competition and promote coexistence. *Ecol Lett* 6: 898-902.
- SERGIPE. 2014. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Atlas digital sobre recursos hídricos. Aracaju: SEMARH. 1 DVD.
- Silva SM. 1998. As formações vegetais na Planície Litorânea da Ilha do Mel, Paraná, Brasil: composição florística e principais características estruturais. 1998. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Silva M, Brimacombe M, Downing JA. 2001. Effects of body mass, climate, geography, and census area on population density of terrestrial mammals. *Global Ecol Biogeogr* 10(5): 469-485.
- Silva SM, Britez RM. 2005. A vegetação da planície costeira. In: Marques MCM, Britez RM (Orgs), *História Natural e Conservação da Ilha do Mel*. Curitiba, PR: Editora da Universidade Federal do Paraná. p. 49-84.
- Silva M, Downing JA. 1995. The Allometric scaling of density and body mass: A nonlinear relationship for terrestrial mammals. *T Am Nat* 145(5): 704-727.

- Silva SSB, Ferrari SF. 2007. Notes on the reproduction, behaviour and diet of *Saguinus niger* (Primates: Callitrichidae) in a forest remnant at the National Primate Centre, Ananindeua Pará. Biol Geral Exper 7: 19-28.
- Silva GS, Monteiro da Cruz MAO. 1993. Comportamento e composição de um grupo de *Callithrix jacchus* erxleben (Primates, Callitrichidae) na Mata de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 10(6): 509-520.
- Silva MG, Tabarelli M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of atlantic Forest in northeast Brazil. Acta Oecol 22: 259-268.
- Smythe N. 1978. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). Smithson Contrib Zool 257: 1-52.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2011 a 2012. Disponível em: <http://www.sosmataatlantica.org.br>. Acessado em 12 jul. 2015.
- Souza-Alves, JP. Ecologia alimentar de um grupo de Guigó-de-Coimbra-Filho (*Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999): perspectivas para a conservação da espécie na paisagem fragmentada do sul de Sergipe. 2010. 108 p. Dissertação (Mestrado) – Núcleo de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, SE.
- Souza-Alves JP, Fontes IP, Ferrari SF. 2011. Use of sleeping sites by a titi monkey group (*Callicebus coimbrai*) in the Brazilian Atlantic Forest. Primates 52: 155-161.
- Stevenson MF, Rylands AB. 1988. The marmosets, genus *Callithrix*, p.131-211. In: Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Coimbra-Filho, A. F. e Fonseca, G. A. B. (Eds), Ecology and Behavior of Neotropical Primates. Washington, DC: World Wildlife Fund, 610 p.
- Stevenson PR. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in Neotropical communities. Biol J Linnean Soc 72(1): 161-178.
- Sugiyama M. 1998. Estudo de florestas da restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. Bol Inst Bot 11: 119-159.
- Suguio K, Tessler MG. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: Origem e nomenclatura. In: Lacerda LD, Araujo DSD, Cerqueira R, Turcq B (Eds), Restingas Origem, Estrutura e Processos. Niterói, RJ: CEUFF. p. 15-26.
- Suscke PG. Padrão de atividades, dieta e uso do espaço de um grupo de *Cebus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1820) (Primates, Cebidae), na Reserva Biológica de Una, Bahia, Brasil. 2009. 132 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.
- Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human modified landscapes. Biol Conserv 143(10): 2328-2340.
- Tabarelli M, Melo MDVC, Lira OC. 2006. A Mata Atlântica do Nordeste. In: RMA. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. Orgs: Campanili M, Prochnow M. Brasília. 332 p.

- Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota M, Bede L. 2005. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conserv Biol* 19(3): 695–700.
- Tabarelli M, Silva JMC, Gascon C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests. *Biodivers Conserv* 13: 1419-1425.
- Terborgh J. 1983. *Five New World Primates*. Princeton, NJ: Princeton University Press, 260 p.
- Terborgh J et al. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294(5548): 1923-1926.
- Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NCA, Valverde FHC, Alvarez P, Swamy V, Pringle EG, Paine CET. 2008. Tree recruitment in an empty Forest. *Ecology* 89(6): 146-154.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad ER, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J Appl Ecol* 47: 5–14.
- Veiga LM, Sousa MC, Jerusalinsky L, Ferrari SF, de Oliveira MM, Santos SSD, Valente MCM, Printes RC. 2008. *Callicebus coimbrai*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39954A10297332.en>. Acessado em: 9 jul. 2016.
- Vinhas L, Souza-Alves JP. 2014. Bird Predation by an Endangered Primate Species, *Callicebus Coimbrai*, in the Brazilian Atlantic Forest. *Neotrop Primates* 21(2): 195-198.
- Wang BC, Sork VL, Leong MT, Smith TB. 2007. Hunting of mammals reduces seed removal and dispersal of the afrotropical tree *Antrocaryon klaineianum* (Anacardiaceae). *Biotropica* 39(3): 363-371.
- Wright SJ. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.
- Wright SJ, Gompper MP, De Leon B. 1994. Are large predators keystone species in Neotropical Forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71(2): 279-294.
- Zickel CS, Vicente A, Almeida Jr. EB, Cantarelli JRR, Sacramento AC. 2004. Flora e Vegetação das restingas do Nordeste Brasileiro. In: Eskinazi-Leça E, Neumann-Leitão S, Costa MF (Orgs), *Oceanografia – Um cenário tropical*. Recife, PE: Ed. Bagaço. p. 689-701.

ANEXO I

Protocolo utilizado para amostragem de densidade (Transecção Linear) de mamíferos arborícolas e de médio e grande porte entre junho de 2015 e março de 2016 na Fazenda Rio Fundo, Itaporanga D'Ajuda - SE;

LOCAL: _____ **TRILHA:** _____ **PTO:** _____
DATA: _____ **HORA:** _____ **ALT:** _____
SP: _____ **RESP.:** _____
N IND.OBS: _____ **N. IND ESTIM:** _____ **DIST. PERP.:** _____
DIST.OBS: _____
LADO : ☐ DIR ☐ ESQ **DIREÇÃO MOV:** ☐ Sentido ☐ Contra Sent
CONTAGEM: ☐ Total ☐ Parcial
DETECÇÃO: ☐ Visual ☐ Visual Indir. ☐ Som ☐ Barulho
ESTRATO: ☐ Chão ☐ Sub-bosque ☐ Sub-dossel ☐ Dossel ☐ Emergente
ALTURA: ☐ 0-5m ☐ 5-10m ☐ 10-15m ☐ 15-20m ☐ > 20m
CLASSE ETARIA: ☐ Filhote ☐ Juvenil ☐ Sub-Adulto ☐ Adulto
SEXO: ☐ Masculino ☐ Feminino ☐ Indefinido
COMPORTAMENTO: ☐ Forrageio ☐ Deslocamento ☐ Descanso
LOCOMOÇÃO: ☐ Quadrupede Caminhada ☐ Quadrupede Corrida ☐ Salto
☐ Queda ☐ Pronogrado Andando ☐ Pronogrado Corrida ☐ Ponte ☐ Braqueação
☐ Outros
CLIMA: Céu: ☐ Limpo ☐ Parcial. Nublado ☐ Nublado **Chuva:** ☐ Sem
☐ Fraca ☐ Forte ☐ Muito Forte **Vento:** ☐ Sem ☐ Fraco ☐ Forte ☐ Muito Forte
OBSERVAÇÕES: